

# GUÍA PARA A REALIZACIÓN DE PLANS DE VIXILANCIA AMBIENTAL INTEGRADOS DE CULTIVOS MARIÑOS INSTALADOS NA ZONA TERRESTRE DA FRANXA LITORAL DA COSTA DE GALICIA



ESTRATEGIA  
GALEGA  
ACUICULTURA



# GUÍA PARA A REALIZACIÓN DE PLANS DE VIXILANCIA AMBIENTAL INTEGRADOS DE CULTIVOS MARIÑOS INSTALADOS NA ZONA TERRESTRE DA FRANXA LITORAL DA COSTA DE GALICIA



ESTRATEGIA  
GALEGA  
ACUICULTURA



**Edita:** Consellería do Mar  
**Lugar:** Santiago de Compostela  
**Ano:** 2021

**Autores:** Dr. Carlos Brais Carballeira Braña  
Escola de Ciencias do Mar  
Católica Universidade Pontificia de Valparaíso, Chile  
Dr. Alejo Carballeira Ocaña  
Ecotoxicología. Área de Ecoloxía.  
Facultade de Bioloxía  
Universidade de Santiago de Compostela

**Impresión:** Tórculo Comunicación Gráfica, S.A.

**Depósito Legal:** C 1314-2021

“

Gustaríanos que esta guía puidese contribuír a dar solidez á evidencia de que a acuicultura mariña pode ser unha fonte sustentable de produción de alimentos seguros e saudables e de xeración de emprego e riqueza nas comunidades costeiras como Galicia.

”



## Agradecementos

Queremos agradecer á xente que contribuíu dalgún xeito á realización desta guía (e.g. fotografías), e especialmente aos seguintes investigadores pola revisión do texto:

### **Dr. Javier Cremades Ugarte**

Grupo de Investigación en Bioloxía Costeira (BioCost)  
Laboratorio de Algas Mariñas. Área de Botánica  
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía vexetal e Ecoloxía  
Facultade de Ciencias  
Universidade da Coruña

### **Dr. Rubén Villares Pazos**

Grupo de Investigación en Ecotoxicoloxía (ECOTOX)  
Área de Ecoloxía. Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía  
Escola Politécnica Superior. Campus de Lugo  
Universidade de Santiago de Compostela

### **Dr. Ignacio Bárbara Criado**

Grupo de Investigación en Bioloxía Costeira (BioCost)  
Laboratorio de Algas Mariñas. Área de Botánica  
Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía vexetal e Ecoloxía  
Facultade de Ciencias  
Universidade da Coruña

### **Dr. Carlos Real Rodríguez**

Grupo de Investigación en Ecotoxicoloxía (ECOTOX)  
Área de Ecoloxía. Departamento de Bioloxía Celular e Ecoloxía  
Escola Politécnica Superior. Campus de Lugo  
Universidade de Santiago de Compostela





# Índice

<b>Acrónimos e palabras clave</b> .....	<b>13</b>
<b>Índice de figuras e táboas</b> .....	<b>17</b>
<b>Prólogo</b> .....	<b>23</b>
<b>I. Introducción</b> .....	<b>25</b>
Importancia dunha acuicultura sustentable .....	27
Antecedentes sobre os PVA das actividades acuícolas .....	29
Criterios metodolóxicos .....	31
Desenvolvemento da proposta do PVA .....	32
Bibliografía .....	36
<b>II. Características do cultivo intensivo de especies mariñas en instalacións terrestres</b> .....	<b>41</b>
Características dos efluentes .....	44
Contaminación por residuos metabólicos e penso excedente .....	44
Residuos disoltos .....	45
Sólidos en suspensión .....	45
Contaminación por produtos químicos .....	46
Antibióticos e praguicidas .....	46
Desinfectantes e deterxentes .....	47
Outros contaminantes químicos .....	48
Contaminación biolóxica .....	48
Bibliografía .....	49
<b>III. Impactos ambientais potenciais da piscicultura mariña en instalacións terrestres</b> .....	<b>53</b>
Efectos sobre o medio .....	56
Efectos sobre a calidade da auga .....	57
Efectos sobre as características xeoquímicas do sedimento .....	58
Efectos sobre organismos e comunidades .....	58

Efectos sobre os produtores primarios e os descompoñedores.....	58
Efectos sobre as comunidades bentónicas .....	60
Efectos sobre os hábitats sensibles.....	61
Efectos sobre as poboacións de peixes e aves.....	64
Efectos dos compostos químicos manexados en maricultura .....	65
Bibliografía .....	67
<b>IV. Importancia da selección do sitio e da xestión nos impactos ecolóxicos .....</b>	<b>75</b>
Importancia da selección do sitio .....	77
Importancia da xestión .....	81
Bibliografía .....	84
<b>V. Compartimentos e zonas do medio a considerar nos plans de vixilancia ambiental .....</b>	<b>87</b>
Zona de influencia potencial (ZIP).....	89
Zona de Mestura (ZM).....	90
Zona de Efectos Permitidos (ZEP).....	91
Bibliografía .....	92
<b>VI. Perturbacións non desexadas e obxectivos de calidade.....</b>	<b>95</b>
Perturbacións non desexadas .....	97
No sistema peláxico.....	97
No sistema bentónico .....	97
Obxectivos de calidade .....	98
Bibliografía .....	98
<b>VII. Metodoloxía integrada de avaliación do impacto ambiental .....</b>	<b>99</b>
Aproximación conceptual: O peso da evidencia .....	101
Exposición aos contaminantes.....	102
Análise fisicoquímica das verteduras e do medio.....	102
Contaminantes asociados ás granxas instaladas en Galicia .....	103
Análises de marcadores de exposición ás verteduras.....	105
O sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ como marcador de exposición ás verteduras.....	105
Utilidade do sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ para deslindar a Zona de Influencia Potencial (ZIP) e a Zona de Mestura (ZM) .....	108
Delimitación da Zona de Efectos Permitidos (ZEP).....	108
Toxicidade das verteduras.....	110

Bioensaos de toxicidade .....	111
Selección de bioensaos .....	111
Bioensaos estándar ou versións reducidas (microbiotest).....	112
Batería mínima de bioensaos.....	112
Mostraxe e procesado das mostras dos efluentes .....	113
Degradabilidade e persistencia dos efluentes acuícolas .....	114
Parámetros e índices ecotoxicolóxicos .....	117
Deseño das probas de toxicidade.....	117
Criterios de ecotoxicidade do efluente.....	118
Índices de ecotoxicidade.....	120
Índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe) .....	122
Integridade ecolóxica .....	123
Concepto de integridade ecolóxica .....	123
Medida da integridade ecolóxica .....	124
Bioensaos ecotoxicolóxicos <i>in situ</i> .....	124
Biomarcadores en organismos nativos.....	128
Estudo de poboacións e comunidades nativas.....	129
Parámetros macroscópicos estruturais e funcionais .....	130
Concepto de suficiencia taxonómica .....	131
Métodos de caracterización do estrés ou a perturbación .....	131
Ensaos de colonización de substratos artificiais.....	133
Outros métodos alternativos .....	135
Toxicidade das verteduras <i>versus</i> Integridade ecolóxica do medio receptor .....	140
Causas de confusión .....	141
Factores de confusión.....	144
Relevancia ecolóxica dos resultados obtidos nas liñas de evidencia.....	144
Bibliografía .....	145
<b>VIII. Selección das variables indicadoras de impacto ambiental.....</b>	<b>159</b>
Criterios xerais para a selección das variables indicadoras.....	161
Variables da vixilancia visual .....	163
Variables da vixilancia metódica .....	165
Variables explicativas.....	165

Caracterización das verteduras .....	165
Biodegradabilidade das verteduras de granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral.....	169
Batería mínima de bioensaios para a avaliación da toxicidade das verteduras .....	171
Variables de estado .....	175
Variables de estado de produtores primarios e secundarios .....	175
Variables de estado de cada tipo de hábitat .....	178
Fondos rochosos .....	180
Fondos de maërl .....	183
Costas sedimentarias .....	185
Pradarías de fanerógamas mariñas.....	186
Bibliografía .....	187
<b>IX. Deseño experimental e criterios de calidade ambiental .....</b>	<b>195</b>
Deseño experimental .....	197
Xustificación do deseño proposto.....	197
Deseño da toma de mostras.....	197
Variables explicativas.....	197
Variables de estado.....	198
Interpretación de resultados: Criterios de calidade ambiental.....	204
Análise fisicoquímica das verteduras .....	205
Análise toxicolóxica das verteduras .....	206
Análise do medio receptor.....	209
Avaliación da exposición a contaminantes.....	210
Avaliación da integridade ecolóxica.....	212
Criterios de calidade dos hábitats sensibles .....	212
Bibliografía .....	214
<b>X. Deseño adaptativo do plan de vixilancia ambiental .....</b>	<b>217</b>
Nivel e periodicidade da vixilancia .....	219
Bibliografía .....	222
<b>Glosario.....</b>	<b>223</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>239</b>
ANEXO I.....	241

Normas nacionais e internacionais e lexislación de referencia.....	241
Normativa de referencia para a aplicación dos métodos/normas .....	241
Lexislación de referencia .....	243
Estratexias mariñas (Lexislación estatal).....	244
Avaliación ambiental de proxectos (lexislación estatal) .....	244
Avaliación da incidencia ambiental de actividades (lexislación autonómica).....	244
Augas .....	244
Sanidade Animal .....	245
ANEXO II .....	246
Formularios para a mostraxe e o desenvolvemento de bioensaios.....	246
Identificación do plan de vixilancia ambiental .....	246
Datos identificativos da granxa .....	246
Análise fisicoquímico in situ e in vitro do Influyente (I) e do Efluente (E) .....	252
Bioensaios toxicolóxicos: Influyente (I) e Efluente (E).....	257
Integración dos resultados dos bioensaios toxicolóxicos .....	258
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	259
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	260
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	261
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	262
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	263
Ecosistema receptor: Hábitats sensibles ou comunidades singulares .....	264
Ecosistema receptor: Fondo de Maërl .....	265
Ecosistema receptor: Pradaría de fanerógamas.....	266
Ecosistema receptor: Pradaría de fanerógamas.....	267
Ecosistema receptor: Hábitats sensibles ou comunidades singulares .....	268
ANEXO III .....	269



## Acrónimos e palabras clave

<b>ANOVA:</b>	Análise da varianza ( <i>Analysis of variance</i> ) é unha colección de modelos estatísticos usados para analizar as diferenzas entre grupos	<b>DQO:</b>	Demanda química de osíxeno
<b>ASTM:</b>	American Society for Testing and Materials	<b>ECx:</b>	Concentración eficaz ou subletal para unha porcentaxe x dos individuos ensaiados ( <i>Effective Concentration</i> )
<b>Antifouling:</b>	Compostos químicos anti-incrustantes	<b>ECETOC:</b>	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals
<b>BACI:</b>	Deseño experimental óptimo para estudos ambientais que considera a mostraxe antes e despois de comezar un impacto, tendo en conta localidades control ( <i>Before–After–Control–Impact</i> )	<b>EDAR:</b>	Estación Depuradora de Augas Residuais
<b>CCAA:</b>	Comunidade Autónoma	<b>v.g.:</b>	Por exemplo ( <i>Verbi gratia</i> ).
<b>CCME:</b>	Canadian Council of Ministers of the Environment	<b>EIA:</b>	Avaliación de impacto ambiental
<b>CETGA:</b>	Centro Tecnolóxico Galego de Acuicultura	<b>EsIA:</b>	Estudo de impacto ambiental
<b>Chla:</b>	Clorofila-a	<b>EPA:</b>	Environmental Protection Agency
<b>COT:</b>	Carbono orgánico total	<b>ESGA:</b>	Estratexia galega de acuicultura
<b>DBO:</b>	Demanda biolóxica de osíxeno	<b>EM:</b>	Estación de mostraxe
<b>DMA:</b>	Directiva Marco Europea da Auga	<b>EOEG:</b>	Aceite esencial de <i>Eucalyptus globulus</i> .
<b><math>\delta^{15}\text{N}</math>:</b>	Sinal isotópico do $^{15}\text{N}$	<b>FA:</b>	Factor de extrapolación
		<b>FAD:</b>	Aparellos de agregación de peixes ( <i>Fish Aggregation Devices</i> )

<b>FAO:</b>	Organización para a alimentación e a agricultura das Nacións Unidas ( <i>Food and Agriculture Organization UN</i> )	<b>LOE:</b>	Liñas de evidencia ( <i>Lines Of Evidence</i> )
<b>FC:</b>	Factor de Contaminación	<b>LOEC:</b>	A concentración máis baixa á que se observa un efecto significativo respecto control ( <i>Lowest Observed Effect Concentration</i> )
<b>GESAMP:</b>	Grupo Mixto de Expertos sobre os Aspectos Científicos da Protección do Medio Mariño ( <i>Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection</i> )	<b>NOEC:</b>	A concentración máis alta á que non se observa un efecto significativo respecto ao control ( <i>No Observed Effect Concentration</i> )
<b>HC:</b>	Concentración perigosa para unha porcentaxe x das especies ensaiadas ( <i>Hazard concentration</i> )	<b>NF:</b>	Nivel de Fondo ou de referencia dun contaminante en organismos ou no medio
<b>ICES:</b>	Consello Internacional para a Exploración do Mar ( <i>International Council for the Exploration of the Sea</i> )	<b>NOFIMA:</b>	Instituto noruegués para a investigación en alimentación, pesca e acuicultura (Norwegian Institute of Food, Fisheries and Aquaculture Research)
<b>i.e.:</b>	<i>Isto é</i> (en esencia, en outras palabras)	<b>NTU:</b>	Unidade Nefelométrica de Turbidez da auga ( <i>Nefelometric Turbidity Unit</i> )
<b>IMTA:</b>	Sistemas Multitróficos Integrados ( <i>Integrated Multi-Trophic Aquaculture</i> )	<b>OCDE:</b>	<i>Organización para a Cooperación e o Desenvolvemento Económicos</i>
<b>ISO:</b>	Normativa internacional (Organización Internacional de Normalización)	<b>op.cit.:</b>	Cita bibliográfica anterior
<b>IUCN:</b>	Unión Internacional para a Conservación da Natureza ( <i>International Union for Conservation of Nature</i> )	<b>OSPAR:</b>	<i>Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic</i>
<b>Xacumar:</b>	Xunta Nacional Asesora de Cultivos Mariños. Ministerio de Agricultura, Alimentación e Medio Ambiente	<b>PDAL:</b>	Plan Director de Acuicultura do Litoral de Galicia
<b>LC:</b>	Concentración letal para unha porcentaxe x dos individuos ensaiados ( <i>Letal Concentration</i> )	<b>PAH:</b>	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos ( <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i> )
<b>MO:</b>	Contido en materia orgánica	<b>PCB:</b>	Bifenilos policlorados ( <i>PolyChlorinated Biphenyls</i> )
<b>CCA:</b>	Criterio de calidade ambiental		



<b>PEEP:</b>	Índice de integración de datos de toxicidade que resume o potencial ecotóxico dunha vertedura ( <i>Potential Ecotoxic Effects Probe</i> )	<b>TU:</b>	Unidade tóxica ( <i>Toxic Unit</i> )
<b>PFF:</b>	Piscicultura de precisión ( <i>Precision Fish Farming</i> )	<b>UAV:</b>	Vehículos aéreos non tripulados ( <i>Unmanned Aerial Vehicle</i> )
<b>pH:</b>	Potencial de Hidróxeno ou concentración de hidroxeniós (H+) na auga	<b>UM:</b>	Unidade de mostraxe
<b>PnD:</b>	Perturbación non Desexada	<b>UNE:</b>	Acrónimo de Unha Norma Española, son un conxunto de normas, normas experimentais e informes (estándares) creados nos Comités Técnicos de Normalización (CTN) da Asociación Española de Normalización e Certificación (AENOR)
<b>ppm:</b>	Partes por millón ( $10^{-6}$ )	<b>UNE-EN:</b>	Unha Norma Española-European Norm. Normas AENOR que son estándares europeos
<b>ppb:</b>	Partes por billón americano ( $10^{-9}$ )	<b>UNE-EN-ISO:</b>	Unha Norma Española-European Norm-International Standardization Organization. Normas AENOR que son estándares europeos e internacionais
<b>PVA:</b>	Plan de Vixilancia Ambiental	<b>USEPA:</b>	Axencia para a Protección Ambiental dos Estados Unidos ( <i>United States Environmental Protection Agency</i> )
<b>QSAR:</b>	Relación cuantitativa entre a estrutura química dun composto e a súa actividade biolóxica ( <i>Quantitative Structure Activity Relation</i> )	<b>VLE:</b>	Valor limite de emisión
<b>SM:</b>	Métodos de análise para augas e augas residuais	<b>WB:</b>	Banco mundial ( <i>World Bank</i> )
<b>SS:</b>	Sólidos en Suspensión	<b>IPD:</b>	Índice ponderado de dano histopatolóxico
<b>SSPO:</b>	Organización escocesa de produtores de salmón ( <i>Scottish Salmon Producers Organisation</i> )	<b>XUNTA:</b>	Xunta de Galicia
<b>UNEP:</b>	Programa ambiental das Nacións Unidas ( <i>United Nations Environment Programme</i> )	<b>ZEP:</b>	Zona de efectos permitidos
<b>WOE:</b>	Peso da evidencia ( <i>Weight Of Evidence</i> )	<b>ZIP:</b>	Zona de influencia potencial
<b>TBT:</b>	Tri-butil estaño ( <i>Tri-Butyl Tin</i> )	<b>ZM:</b>	Zona de mestura
<b>TRC:</b>	Cloro residual total ( <i>Total Residual Chlorine</i> )		



## Índice de figuras e táboas

### Figuras

<b>Figura 1.1.</b>	A acuicultura europea considérase líder mundial na produción de especies de alto valor e contribúe perceptiblemente ao desenvolvemento da acuicultura con transferencia do coñecemento e de tecnoloxía (Tomado de FAO, 2000).....	27
<b>Figura 1.2.</b>	Situación, superficie e produción das granxas mariñas instaladas en terra da zona litoral de Galicia (datos correspondentes ao ano 2010) .....	29
<b>Figura 1.3.</b>	Impactos ecolóxicos potenciais sobre o medio mariño da acuicultura mariña instalada en terra na zona litoral .....	33
<b>Figura 1.4.</b>	Localización das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia onde se realizaron os estudos piloto (Todas funcionan en circuíto aberto menos a VIII que dispón de sistemas de recirculación).....	33
<b>Figura 1.5.</b>	Esquema metodolóxico para a realización dos Plans de Vixilancia Ambiental Integrados dos cultivos mariños instalados en terra da zona litoral .....	34
<b>Figura 2.1.</b>	Representación do balance de materiais dunha piscifactoría mariña instalada en terra da franxa litoral .....	43
<b>Figura 2.2.</b>	Síntomas de eutrofia en localizacións próximas ao momento de descarga dos verteduras acuícolas (A, B, C). Fouling establecido nunha bandexa de cultivo de moluscos despois de 45 días de exposición ás verteduras (D) .....	44
<b>Figura 3.1.</b>	Diferente resposta dos produtores primarios mariños á carga de nutrientes en augas pouco profundas (Purvaja et al., 2018).....	59
<b>Figura 3.2.</b>	Localización da primeira Reserva de Interese Pesqueiro creada no 2007 na costa atlántica da península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña). Tomado de <a href="http://maraoxeito.blogspot.com.es/2012/03/os-minarzos-royal.html">http://maraoxeito.blogspot.com.es/2012/03/os-minarzos-royal.html</a> (14/02/2017) .....	62
<b>Figura 4.1.</b>	Sistemas multitróficos integrados (IMTA) dentro ( <i>indoor</i> ) ou fora ( <i>outdoor</i> ) dunha piscifactoría mariña instalada en terra na zona litoral .....	80
<b>Figura 4.2.</b>	Deseño experimental dun biofiltro emparellado de ulva- perifiton para a eliminación de formas de N oxidadas dos refugallo de peixes. O sistema consta de tres tanques de cultivo de peixes (A), fornecidos con auga fresca ( B) a unha taxa de renovación diaria do 50%. Os efluentes dos estanques de peixes transfírense primeiro a un estanque de sedimentación ( C). Unha porción da auga superior deste estanque enriqueceuse con nutrientes dun tanque de reserva (D) e transferiuse aos biofiltros (E), cada un dos cales consiste nun biofiltro de ulva augas arriba ( F) e un biofiltro de perifiton augas abaixo (G). Tomado de Gutman et al. (2019) .....	81

<b>Figura 7.1.</b>	Esquema conceptual do método de vixilancia ambiental integrado aplicado. O método integrado consta de tres liñas de evidencia (LOE) e está baseado na aproximación do peso da evidencia (WOE)...	101
<b>Figura 7.2.</b>	As tres liñas de evidencia, e os estudos que compoñen cada unha delas, propostas para o Plan de Vixilancia Ambiental Integrado dos cultivos mariños intensivos instalados en terra da zona litoral de Galicia. ....	102
<b>Figura 7.3.</b>	Concentración corporal de Hg (ppb) en <i>Anemonia sulcata</i> recolectada na área de influencia de dúas piscifactorías mariñas instaladas en terra do litoral galego.....	105
<b>Figura 7.4.</b>	Rango de referencia rexional da relación isotópica $\delta^{15}\text{N}$ no biomonitor piloto <i>Fucus vesiculosus</i> . Tomado de Carballeira (2013).....	106
<b>Figura 7.5.</b>	Representación dun caso hipotético de determinación das zonas de mestura ( ZM), de influencia potencial máxima ( ZIP) e de efectos permitidos (ZEP) .....	109
<b>Figura 7.6.</b>	Esquema sobre o procesado das mostras de verteduras das piscifactorías mariñas previo á realización dos bioensaos de ecotoxicidade.....	115
<b>Figura 7.7.</b>	Concentración de amonio na auga de entrada (azul) e na vertedura de 5 granxas intensivas de rodaballo instaladas no litoral galego (Carballeira et al., 2018).....	116
<b>Figura 7.8.</b>	Esquema do dispositivo utilizado por Carballeira (2013) para a realización de múltiples bioensaos in situ para a vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia .....	123
<b>Figura 7.9.</b>	Dispositivo de transplante, consistente nun bastidor de metacrilato, con catro cámaras para a incubación de discos de macroalgas, do que colgan catro bolsas de diálise, protexidas con malla de nailon amarela, e que conteñen mostras da comunidade fitoplanctónica nativa (Esquerda). Gradiente de exposición ás verteduras dunha piscifactoría mariña instalada en Lira (A Coruña) onde se situaron os dispositivos experimentais (Dereita).....	124
<b>Figura 7.10.</b>	Transplante de <i>Fucus vesiculosus</i> . Fíxase o pé do alga ao lastre con adhesivo de poliuretano rápido e protéxese cunha malla de plástico. Foto de R. García Seoane.....	125
<b>Figura 7.11.</b>	Cámara de metacrilato cilíndrica con peches de malla de 1mm de poro para a exposición de discos algais (Esquerda). Obtención dos discos con sacabocados e procesado despois da súa exposición (determinación de biomasa, análise pigmentario e fluorescencia clorofílica) (Dereita). Foto de C. Carballeira Braña .....	125
<b>Figura 7.12.</b>	Bandexa con discos de <i>Ulva</i> spp. normais e discos “pantasma” antes da súa disgregación total .....	126
<b>Figura 7.13.</b>	Efecto dos efluentes dunha piscifactoría mariña instalada en terra sobre o crecemento de discos de <i>Ulva</i> spp. e a súa relación co sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ corporal.....	126
<b>Figura 7.14.</b>	Fotografía do dispositivo para a realización de bioensaos in situ esquematizado na figura 7.7. Bandexa de exposición de crías (< 1cm) e adultos (> 3 cm) de ameixa ( <i>Venerupis corrugata</i> o <i>V. pullastra</i> ). Órganos diseccionados sobre xeo para a análise de biomarcadores moleculares .....	127

- Figura 7.15.** Os biomarcadores histopatolóxicos (A: Fagocitosis hemocítica; B: Exfoliación branquial) e moleculares, cuantificados en mexillóns nativos (*Mytilus galloprovincialis*) expostos ás verteduras de granxas mariñas, pódense utilizar como indicadores de integridade ecolóxica do sistema receptor. .... 129
- Figura 7.16.** Respostas das comunidades colonizadoras de substratos artificiais ás verteduras de piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral. I/ Variación dos parámetros macroscópicos da comunidade colonizadora en función do tempo e do grao de exposición. II/ Exemplos de perfís ecolóxicos, de especies colonizadoras sensibles e resistentes, en función da distancia ao foco da vertedura. Tomado de Carballeira (2013). .... 133
- Figura 7.17.** Bioensaio de descomposición. - Evolución da perda de peso ( ML) e da tensión de ruptura ( TSL), en % respecto do control, en función do tempo de exposición (días) para unha temperatura media de 22 °C. Nivel de significación (a: 0.1; b: 0.05; c: 0.01). Datos non publicados. .... 137
- Figura 7.18.** Representación gráfica das situacións ambientais término da metodoloxía integrada de vixilancia ambiental (Adaptado de Chapman, 1990) ..... 140
- Figura 7.19.** Exemplos de curvas doses-resposta. .... 143
- Figura 8.1.** Exemplo de disposición espacial dos transectos de mostraxe ao longo do eixe principal da pluma de dispersión das verteduras para a vixilancia visual dunha hipotética granxa mariña instalada en terra. .... 164
- Figura 8.2.** Dispositivo para a aireación, durante o período de degradación, das verteduras procedentes de piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral. . 170
- Figura 8.3.** Microplaca estándar de 96 pozos de 300 µl e axitador con cultivos de *Isochrysis galbana*, cuxo inóculo se subministró por parte do grupo de investigación ACUIBIOTEC- USC ..... 173
- Figura 8.4.** Criterios de toxicidade establecidos en función das deformidades observadas nas larvas de ourizo expostas ás verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral. Tomado de Carballeira et al. (2012d). .... 174
- Figura 8.5.** Análise satelital da zona de influencia dunha granxa instalada en Lira (A Coruña). O perfil de Clorofila a presenta valores elevados ata os 700 m do foco, a partir deste punto descende ata os 2000 m. [Imaxe do satélite Landsat 8 OLI; programa de código aberto SEADAS 7.3, algoritmo L2GEN]. Realizada por Jaime Aguilera no Laboratorio de Oceanografía Satelital (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso-Chile). ..... 176
- Figura 9.1.** Exposición de transplantes de organismos dispostos en gradiente fronte ao efluente dunha piscifactoría mariña instalada en Lira (A Coruña). ..... 198
- Figura 9.2.** Exemplo de disposición espacial das estacións (EM) e unidades (UM) de mostraxe para a descrición do estado cero antes de iniciar a súa actividade unha hipotética granxa mariña instalada en terra da zona litoral. Malla regular de mostraxe da zona submareal e transectos transversais na intermareal. A detección dun hábitat ou poboación sensible, localizada en ou cerca da zona de influencia potencial estimada, esixe

	un deslinde preciso e o estudo pormenorizado do seu estado de conservación, mediante o deseño dunha rede de mostraxe adecuada ao seu tamaño .....	201
<b>Figura 9.3.</b>	Localización da entrada e saída da auga das piscifactorías mariñas instaladas en Merexo e Quilmás (A Coruña).....	202
<b>Figura 9.4.</b>	Variación anual do sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ determinada en macroalgas recolectadas na zona control e na zona de influencia de tres piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2014).....	204
<b>Figura 9.5.</b>	Perfís ecotoxicolóxicos das verteduras procedentes de oito piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2012b). ....	207
<b>Figura 9.6.</b>	Relación entre a produción de peixes planos (t. $\text{año}^{-1}$ ) e o caudal ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) bombeado en piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia .....	207
<b>Figura 9.7.</b>	Variación do índice de dano histolóxico ponderado (IDP) observado en mexillóns nativos e ameixas transplantadas en función do grao de exposición ás verteduras dunha granxa. En abscisas, a exposición represéntase como o sinal isotópico ( $\delta^{15}\text{N}$ ) medida en macroalgas. Adaptado de Carballeira et al. (2011b).....	209

## Táboas

<b>Táboa 1.1.</b>	Incrementos (Saída-Entrada) máximos autorizados da vertedura ao mar en relación coas augas de entrada á granxa mariña instalada en terra (Augas de Galicia, XUNTA) ....	30
<b>Táboa 2.1.</b>	Enfermidades máis frecuentes do cultivo de rodaballo, organismos que as provocan e medidas para o seu control ...	45
<b>Táboa 7.1.</b>	Valores representativos (media e intervalo de confianza do 95%) dos parámetros utilizados no control rutineiro das verteduras procedentes das granxas mariñas instaladas en terra no litoral de Galicia ..	103
<b>Táboa 7.2.</b>	Factores de extrapolación (FA) para a protección ambiental en función da información ecotoxicolóxica dispoñible e segundo A Directiva Marco da Auga (DMA) ...	119
<b>Táboa 7.3.</b>	Situacións ambientais descritas pola metodoloxía integrada de vixilancia ambiental. [Corroborouse (+) ou non (-) a presenza de contaminantes, de toxicidade nos bioensaios ou de alteración da integridade ecolóxica]. (Adaptado de Chapman, 1990).....	141
<b>Táboa 8.1.</b>	Cualificación dos impactos visuais segundo a frecuencia de contactos negativos obtidos na franxa intermareal ou a porcentaxe interceptada nos transectos realizados na franxa submareal .....	163
<b>Táboa 8.2.</b>	Cualificación global da inspección visual .....	163
<b>Táboa 8.3.</b>	Valores medios e intervalo de confianza dos parámetros fisicoquímicos da auga de entrada (E) e de saída ( S), máximos incrementos permitidos (MIP) e obxectivos de calidade ecolóxicos (OCE) das piscifactorías mariñas intensivas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. [E: auga de entrada;	

	S: vertedura; S-E: Diferenza Saída-Entrada; E- S: Diferenza Entrada-Saída]. Tomado de Carballeira et al. (2012f).....	167
<b>Táboa 8.4.</b>	Diferenzas entre o protocolo para a degradación de verteduras, segundo Costan et al. (1993) e o método proposto neste estudo. ....	171
<b>Táboa 8.5.</b>	Diferenzas entre o bioensaio con <i>Vibrio fischeri</i> estandarizado e o modificado para a avaliación de verteduras piscícolas .....	172
<b>Táboa 8.6.</b>	Lista de especies mariñas incluídas no Catálogo Galego de Especies Ameazadas .....	180
<b>Táboa 9.1.</b>	Criterios de calidade físico-química das verteduras de granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral .....	205
<b>Táboa 9.2.</b>	Criterios de calidade ecotoxicolóxica da auga de saída das piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral .....	208
<b>Táboa 9.3.</b>	Criterios de calidade para o sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ (‰) utilizado como descritor do grao de exposición á vertedura .....	210
<b>Táboa 9.4.</b>	Criterios de calidade xenéricos para os factores de contaminación (FC).....	211
<b>Táboa 9.5.</b>	Criterios de calidade da integridade ecolóxica do medio receptor afectado polas piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral [ $\Delta$ = incremento; IDP = índice de dano histolóxico ponderado] .....	212
<b>Táboa 10.1.</b>	Niveis de vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral .....	221

## Cadro

<b>Cadro 9.1.</b>	Deseño experimental para a vixilancia dunha granxa mariña instalada en terra da zona litoral.....	202
-------------------	---	-----





## Prólogo

Coa vista posta en 2030 e a orientación dunha necesidade de dispor de proteína mariña de calidade que tanto a FAO coma a Unión Europea nos veñen sinalando, tomaba forma en *Galicia a Estratexia Galega de Acuicultura (ESGA)*. Esta planificación convertíanos na primeira rexión europea en dispor dun instrumento de desenvolvemento desta actividade e avogaba por seguir mantendo para o futuro un modelo de desenvolvemento dinámico, sustentable, equilibrado e de calidade nos aspectos ambientais, sociais e económicos, así como por retomar o relanzamento da acuicultura de forma que esta crease emprego e riqueza dunha forma equilibrada co respecto e a integración ambiental.

Queríamos e queremos desenvolver e relanzar esta actividade dun xeito sustentable en todos os termos, e así traballamos en todo este tempo.

No ambiental, traballando para que o respecto ao ambiente e a mantenza da calidade do medio seguise sendo unha constante, de xeito que a propia produción acuícola fose un elemento de equilibrio. Nese senso, exemplos como o dunha das maiores plantas acuícolas en convivencia coa primeira reserva mariña de interese pesqueiro galega serve para amosar esa posible e desexable compatibilidade e sustentabilidade.

No social, facendo que a acuicultura xerese cada vez un emprego de maior calidade, especialmente en zonas costeiras non urbanas. Que entre 2017 e 2019 esta actividade en terra aumentase nun 16% o seu volume de emprego é un bo exemplo dese avance posible e desexable.

No económico, artellando colaboracións para que esta actividade fose un complemento e diversificación das economías marítimo-pesqueiras, e que puidese achegar maior valor engadido aos seus produtos, cuestión que se exemplifica nos case 140.000 euros por ocupado que xera na súa dimensión terrestre, elevando a facturación por riba dos 100 millóns de euros.

Pero Galicia non quería manter o liderado acuícola europeo a calquera prezo. A liña deseñada cara a 2030 quería e quere seguir o ronsel da xa desenvolvida e manter o bo rumbo da sustentabilidade, afastándose de exemplos onde os aspectos ambientais, os sociais ou os económicos quedasen somerxidos entre si ou con respecto a outros parámetros.

Todo avance debe sumar, polo que esa fórmula só pode ir adiante se os seus termos se presentan e executan de forma compatible coas actividades e contornos preexistentes. Integrarse na paisaxe, empregar os recursos de forma sustentable, contribuír aos mercados con produtos de calidade e diversificados... todos son puntos que deben cumprirse se queremos levar a actividade por ese bo rumbo.

Volvemos dar avance e facémolo de novo indo un paso por diante. Primeiro fincamos ben os pés no chan e desenvolvemos un estudo previo sobre a optimización do control de verteduras. Como resultado deste estudo elaborouse esta guía que servirá de orientación e apoio ao sector para desenvolver os correspondentes plans de vixilancia ambiental (PVA) aplicados aos establecementos de cultivos mariños en zona terrestre.

Xa que logo, a sustentabilidade e a mantenza da calidade xera a necesidade dun control ambiental da actividade que garanta o mantemento dunhas condicións óptimas para o cultivo das especies sen detrimento dos servizos que o ecosistema proporciona ao resto de usuarios do dominio público, nin ameazar a sustentabilidade desta actividade ou das preexistentes.

Novamente vamos un paso máis alá tanto dos contidos do proceso de control, nos que participaron activamente desde o ámbito universitario e do sector acuícola galego, coma da normativa, xa que esta ferramenta ao dispor da administración non só quere asegurar a súa observancia, se non que avanza no establecemento das medidas protectoras e correctoras necesarias, de ser preciso.

Temos, pois, esta nova ferramenta ao dispor dunha actividade que é parte da nosa economía, da nosa sociedade e do noso medio natural costeiro. Unha ferramenta feita aquí e acaída para a actividade acuícola galega. Unha ferramenta que leva o mellor da nosa administración, do noso sector e das nosas universidades para lograr o mellor e máis sustentable futuro para a

nosa terra e para o noso entabado marítimo- pesqueiro. Esa é a nosa vontade, a do sector e a dos autores e queda ao dispor de Galicia.

ROSA QUINTANA CARBALLO  
*Conselleira do Mar*

# I. Introducción

Lugar de vertedura de cabo Vilán. Foto: C. Carballeira



“ A acuicultura parece ser a principal opción para alcanzar no futuro un significativo incremento na produción de alimentos, pero é necesario que a súa expansión se realice sen deixar unha pegada ambiental por encima do esencialmente necesario. O rápido crecemento da acuicultura debería ir acompañado dun incremento proporcional do coñecemento sobre todos os temas relacionados tanto co cultivo como cos seus efectos ambientais.

”

## Importancia dunha acuicultura sustentable

A acuicultura é un sector de produción de alimentos de orixe animal cun crecemento moi acelerado e representa a nivel global case o 50% de todo o peixe destinado ao consumo humano (FAO, 2010). Estímase que a piscicultura proverá preto de dous terzos do consumo mundial de peixe en 2030 (World Bank, 2013), máis concretamente, prevese que a produción acuícola mundial superará os 100 millóns de toneladas por primeira vez en 2025 (OECD / FAO, 2017). Ademais das cifras de produción, de valor e de consumo, e do seu rápido avance, a acuicultura ten un forte compoñente social e económico nas zonas nas que se sitúa máis aló da ganancia que supón para as propias empresas. Sen ir máis lonxe, a Política Pesqueira Común ten como finalidade lograr unha pesca e acuicultura sustentables desde un punto de vista económico, ambiental e tamén social creando novas oportunidades de emprego e de crecemento das zonas litorais rurais. Sempre que se fala de acuicultura trátase de non esquecer este importante aspecto: a xeración de beneficios para as poboacións e localidades nas que a actividade acuícola se realiza. En xeral, non adoitan darse cifras concretas máis aló dos empregos que xera a actividade e que é só unha parte dos beneficios que achega a aquelas comunidades nas que se desenvolve. O Informe Económico realizado pola Organización de Produtores de Salmón de Escocia (SSPO, 2016) pon de manifesto que a acuicultura pode ser un alicerce na xeración de beneficios sociais en moitas localidades e rexións. Ademais dos investimentos de capital e o emprego, unha acuicultura moderna pode obter outros beneficios, v.g. fornecendo novos produtos, servizos e tecnoloxías, que á súa vez xeran emprego de calidade. Ademais, as empresas acuícolas poden contribuír coas comunidades locais apoiando actividades cívicas, culturais, comunitarias e financeiras.

España atópase situada entre os principais produtores europeos e a piscicultura europea considérase líder mundial na produción de especies de alto valor (salmónidos, bacallau europeo, robalizas, douradas, rodaballo, linguado...) (figura 1.1), contribuíndo perceptiblemente ao desenvolvemento global da acuicultura con transferencia do coñecemento e de tecnoloxía (FAO, 2000). A estratexia da Comunidade Europea foi recentemente renovada para o desenvolvemento sustentable da acuicultura

que lle permita afrontar os desafíos do crecemento e da competitividade, fortalecendo ao sector e asegurando o seu crecemento sustentable, mellorando a súa imaxe e gobernabilidade. Recientemente, en maio de 2018, a Secretaría Xeral de Pesca e a Rede de Experimentación Mariña de Acuicultura dependente da Asociación Empresarial de Acuicultura de España (APROMAR) subscribiron un acordo para promover o impulso do **crecemento azul** a través da innovación e a investigación científica e tecnolóxica en acuicultura. Un novo espazo de coñecemento ao redor da acuicultura, actividade que está chamada a ter un protagonismo cada vez maior na subministración de produtos pesqueiros. No devandito acordo recóllese a identificación de novas oportunidades e sinerxias para o desenvolvemento da acuicultura, así como na compatibilización con outros usos no espazo marítimo español.

A nivel internacional establecéronse principios e obxectivos sobre a sustentabilidade da acuicultura. A UNEP (2011) no seu último informe propón unha serie de medidas respecto á acuicultura, tales como:



**Figura 1.1.** A acuicultura europea considérase líder mundial na produción de especies de alto valor e contribúe perceptiblemente ao desenvolvemento da acuicultura con transferencia do coñecemento e de tecnoloxía (Tomado de FAO, 2000).

- Establecer un plan ambiental para asegurar a mínima degradación ambiental
- Parar a produción de peixes carnívoros ata que existan fontes de alimento alternativas á explotación pesqueira
- Adoptar tecnoloxías integradas que sexan autónomas e autosuficientes
- Desenvolar sistemas de xestión que desemboquen en actividades respectuosas co medio



As instalacións acuícolas en terra, cada día máis innovadoras, permiten un control óptimo do proceso produtivo e poden ser máis respectuosas co medio ambiente. En xaneiro de 2018, a filial de EEUU Nordic Aquafarms Inc. anunciou a construción e solicitou os permisos para construír na poboación costeira de Belfast (Maine) a maior planta mundial en terra para producir salmón atlántico, coa intención de alcanzar as 33.000 toneladas anuais (Foto, <https://www.superiorfresh.com/our-farm>). Existe unha crecente tendencia a realizar cultivos mariños en instalacións en terra, incluso lonxe da zona litoral. En 2017 a compañía Superior Fresh abriu o centro de acuaponía máis grande do mundo en Northfield (Wisconsin), a 1.000 millas do Océano Atlántico. Este sistema de acuicultura en recirculación de interior cría salmónidos (50 t. año<sup>-1</sup>) e nutre cos seus refugallo máis dunha ha de verduras cultivadas en hidroponía.

Actualmente, recoñécese amplamente que o desenvolvemento da acuicultura debe ser unha actividade planificada e xestionada de xeito responsable para minimizar os impactos ambientais e sociais negativos na medida do posible. Para poder garantir a súa perpetuidade e establecer un plan ambiental que asegure o mínimo impacto no ecosistema é necesario que a piscicultura sexa sustentable e ha de estar integrada na área e nas poboacións onde se sitúe. Con este fin, a FAO (2010) desenvolveu unha serie de principios básicos:

- O desenvolvemento e a xestión da acuicultura ha de ter en conta todas as funcións e servizos do ecosistema. Isto implica definir os límites do ecosistema mediante o estudo da súa capacidade de asimilación e de carga e a futura adaptación das instalacións acuícolas
- A acuicultura ha de aumentar o benestar do home e garantir a igualdade entre as partes involucradas
- A acuicultura ha de seguir un desenvolvemento integrado e ha de interactuar con outros sectores de produción para promover o reciclado de materiais e facer un uso óptimo dos recursos

O Plan Estratéxico Plurianual da Acuicultura Española contempla 37 accións nacionais cuxa implementación foi realizada durante o período 2014-2020. Unha acción foi a Coordinación do proceso de homoxeneización das normas relativas á Avaliación do Impacto Ambiental (EIA) e homoxeneización de criterios e parámetros dos **Plans de Vixilancia Ambiental (PVA)**. A idea era elaborar documentación técnica de carácter ambiental de utilidade para os distintos subsectores acuícolas. En concreto, a Guía para a realización de protocolos de vixilancia ambiental e proposta de homoxeneización, tómase como modelo a proposta metodolóxica realizada por Aguado et al. (2013) desenvolvida no contexto dos Plans Nacionais de Cultivos Mariños de JACUMAR e que foi adaptada ao caso de Galicia por Carballeira e Carballeira (2018). Proponse dentro desta acción a realización dun exercicio similar para a acuicultura continental e a acuicultura de moluscos, de forma que existan propostas de protocolos de vixilancia ambiental adaptadas a

cada tipo de acuicultura e en función do tipo de cultivo do que se trate. Neste contexto pódese incluír esta guía xa que segue, na medida que foi posible, o esquema proposto.

Outras accións estratéxicas do plan nacional encamiñanse cara ao impulso da acuicultura ecolóxica, á obtención de certificacións ambientais e de calidade ou ao reforzo das interaccións positivas da acuicultura na Rede Natura 2000. A pesar de que o número de empresas e produtos que contan con algún tipo de certificado atópase en aumento dentro de sector é necesario apoialas cara á obtención ou ao mantemento dos selos acreditativos, incluídas as certificacións ambientais, onde a implementación e o grao de cumprimento dun PVA integrado debería ser unha das medidas para ter en consideración.

### Antecedentes sobre os PVA das actividades acuícolas

O rápido crecemento da produción acuícola debería ser acompañado dun incremento proporcional do coñecemento sobre todos os temas relacionados tanto co cultivo como cos seus efectos ambientais, pero isto non ocorreu porque esta actividade foi presentada habitualmente nos medios como unha industria non contaminante. Con todo, como ocorre con outras industrias de produción animal intensiva, esta actividade é potencialmente contaminante debido ao elevado volume de produtos residuais que xeran e que a miúdo acaban en ríos, esteiros e mares, con potenciais efectos tróficos ou tóxicos que prexudican a organismos e ecosistemas acuáticos. Entre estes efectos atópanse a alteración das características físicas, químicas e biolóxicas da columna de auga e dos fondos mariños, a atracción de especies oportunistas, a alteración da composición e estrutura das comunidades receptoras, etc. Con todo, a acuicultura ha de ser *per se respectuosa co medio ambiente para garantir a súa sustentabilidade, porque necesita dunha boa calidade do medio do cal obtén os recursos naturais* (Roque D'Orbcastel et al., 2004).

Aínda que existen bases de datos fisicoquímicos e toxicolóxicos e propostas de guías metodolóxicas para a vixilancia ambiental, creadas por axencias ambientais (Roque D'Orbcastel et al., 2004; Lazard et al., 2010), a ausencia

dun enfoque ecotoxicolóxico á hora de estudar as repercusións desta actividade no medio dificultan o correcto control do impacto ambiental xerado pola acuicultura (Burrige et al., 2010; Crane et al., 2007). Esta cuestión agrávase no caso das granxas mariñas intensivas instaladas en terra sobre as que se dispón de escasa información ambiental e non existe ningunha proposta de PVA integral adaptado ás súas características. Isto é debido a que os cultivos mariños desenvóléronse tradicionalmente en gaiolas flotantes ou currais situados en zonas protexidas ou de hidrodinamismo moderado, debido principalmente ao baixo custo destas instalacións (Halwart et al., 2007). Pola contra,

as granxas mariñas instaladas en terra localízanse a poucos metros das costas, expostas ou semiexpostas e cunha boa capacidade dispersiva. Aínda que ambos os tipos de cultivo presentan grandes similitudes na súa xestión, a determinación do impacto que estes teñen no medio pode diferir de forma considerable. Un aspecto común para a elaboración do PVA de ambos os tipos de cultivos é que han de ser adecuados para cada tipo de granxa (Macías et al., 2005; Martí et al., 2005) sen desembocar en numerosos ou complicados controis e han de seleccionarse variables que sexan descritores de procesos ecolóxicos e non soamente meros descritores de situacións locais (Underwood, 1997). Neste sentido, para que un PVA sexa viable, práctico e funcional deberá considerar variables que se anticipen ao impacto ambiental e con distintos niveis de actuación, cuxo desenvolvemento dependerá do incumprimento dos niveis inferiores ou básicos. Deste xeito, o PVA comezará cun pequeno número de variables a determinar e se os valores obtidos nestas atópanse fóra do rango natural ou

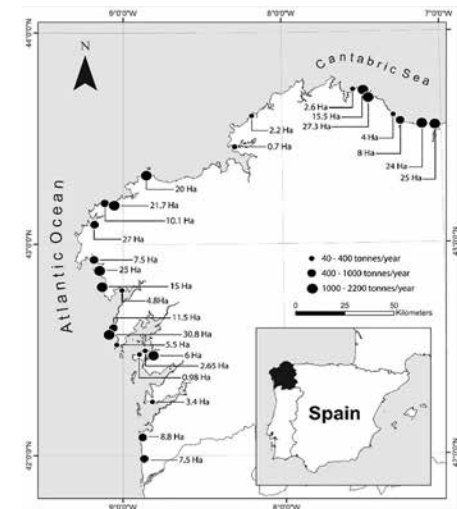


Figura 1.2. Situación, superficie e produción das granxas mariñas instaladas en terra da zona litoral de Galicia (datos correspondentes ao ano 2010) (Carballeira et al., 2012f).

Parámetro	Incremento Saída-Entrada (mg. L <sup>-1</sup> )	Periodicidade
Sólidos en Suspensión	<5	Trimestral
Nitritos	< 0,05	Trimestral
Fosfatos	<0,2	Trimestral
Carbono Orgánico Total	<0,5	Trimestral

**Táboa 1.1.** Incrementos (Saída-Entrada) máximos autorizados da vertedura ao mar en relación coas augas de entrada á granxa mariña instalada en terra (Augas de Galicia, XUNTA).

A comunidade galega foi pioneira neste tipo de acuicultura sendo un dos poucos lugares en Europa con instalacións terrestres para o cultivo intensivo de especies mariñas, principalmente peixes planos como o rodaballo (*Scophthalmus maximus*) e o linguado (*Solea senegalensis*) (figura 1.2). Na actualidade, o rodaballo é apreciado e coñecido por toda Europa e as súas pesqueiras están case esgotadas. Cun mercado moi amplo constitúe unha auténtica oportunidade para os cultivos de Galicia, posto que a costa galega reúne unhas condicións oceanográficas únicas en toda Europa. O valor da produción española de rodaballo e de linguado foi de 53.406.800 € e 3.759.356 €, respectivamente en 2013. A pesar de que os últimos anos a produción piscícola mariña en España non medrou as producións de rodaballo e linguado aumentaron o 13,5 e 9 % no ano 2017. De acordo coa FAO (2000) o cultivo de rodaballo é recoñecido pola súa responsabilidade e respecto co medio ambiente e instan a outros produtores europeos a seguir o mesmo código de conduta para o futuro e a sustentabilidade desta actividade. Con todo, non existen practicamente estudos de impacto ambiental deste tipo de granxas nin dispoñibilidade de emprazamentos óptimos, que aseguren un impacto mínimo no medio e unha boa calidade da auga de cultivo. A dispoñibilidade de auga limpa é un factor moi importante

óptimo do medio realizárase a determinación dos parámetros do seguinte nivel e así sucesivamente.

O incumprimento dos niveis inferiores suporá, ademais de determinacións complementarias, cambios na periodicidade dos controis; a maior número de parámetros a determinar, maior frecuencia dos controis que os determinan.

para obter unha boa produción. Por este motivo, a elección de emprazamentos, como os atopados na nosa costa, debe seguir un procedemento preciso coa finalidade de garantir unha explotación sustentable e rendible economicamente.

A pesar de todo o devandito, actualmente non se dispón dun PVA integral aplicable ás granxas mariñas intensivas instaladas en terra. Segundo a lei 23/1984, do 25 de xuño, de cultivos mariños, o Ministerio de Agricultura, Pesca e Alimentación pode propoñer plans nacionais de cultivo, delegando a responsabilidade destes sobre as comunidades autónomas. Augas de Galicia, é o organismo responsable da vixilancia ambiental de ríos e costas galegas e aplica ás piscifactorías un control baseado en *Normas sobre Calidade da Vertedura*. Este control céntrase en regular trimestralmente os incrementos máximos autorizados de: sólidos en suspensión, nitritos, fosfatos e carbono orgánico total, das verteduras ao mar en relación coas augas de entrada á granxa mariña (táboa 1.1). En canto ao control do medio receptor realízase anualmente a análise da auga, na que se engade ademais a determinación de nitróxeno amoniacal, en cinco puntos de mostraxe establecidos:

- Na saída directa da vertedura, na superficie das augas.
- A 50 m do foco seguindo a dirección das correntes dominantes
- Na zona marisqueira máis próxima
- Na zona de baño máis próxima
- Na zona de non afección, que será considerado como valor de fondo

Os parámetros descritos para o control do medio receptor non se adecúan a todo tipo de explotacións e ademais, estes controis están baseados en parámetros que se ven fortemente afectados polas condicións hidrodinámicas do día ou hora de mostraxe e pola elevada dilución da contaminación, propia dos lugares onde se localizan os cultivos.



O PVA integral e dinámico que se propón nesta guía pretende responder ao primeiro dos principios da UNEP (2011): *Establecer un plan ambiental para asegurar a mínima degradación ambiental. O establecemento dun PVA é unha medida preventiva cuxo obxectivo é garantir durante a vida da explotación o cumprimento da lexislación vixente de aplicación en materia medio ambiental, así como das medidas protectoras e correctoras correspondentes. Supón un avance importante na xestión das granxas mariñas instaladas en terra xa que, ata o momento, nunca se determinaran os posibles impactos que poden ocasionar no medio ambiente nin se seleccionaron as variables específicas para determinar os devanditos impactos. Desde unha perspectiva ecotoxicolóxica, a vixilancia do posible impacto que poden ocasionar as verteduras require da medición de múltiples parámetros, que adquiridos de maneira adecuada e en cantidade suficiente permitan extraer conclusións robustas a través dunha análise estatística correcta (Carballeira et al., 2012 f). Desde un punto de vista económico, soamente se terán en conta aqueles parámetros que sexan relevantes para o seguimento, valorando a relación entre o custo de adquisición e a información que achegan á vixilancia (Borja, 2002). En resumo, un PVA integral debe ser estandarizado e axustado a unha serie de condicións locais que permitan anticiparse a un impacto crónico mediante o establecemento de controis periódicos dos parámetros de maior importancia.*

Habemos de sinalar que os PVA deberán evolucionar á vista dos resultados que se vaian obtendo na práctica diaria e co avance xeral do coñecemento. Son moitos os aspectos que necesitan investigarse para mellorar o deseño dos PVA, como: o coñecemento das condicións do medio acuático en canto á súa capacidade dispersiva e das súas interaccións cos organismos e ecosistemas, o coñecemento da bioloxía das especies acuáticas receptoras de impacto, o desenvolvemento tecnolóxico da acuicultura (alimentación, terapia, depuración...) ou o propio desenvolvemento de métodos e sistemas de vixilancia ambiental.

## Criterios metodolóxicos

A piscicultura mariña é unha actividade en situación de concorrencia polos recursos naturais e, por tanto, ha de ser competente e respectuosa con ou-

tras actividades que se desenvolven no litoral. É unha actividade que ha de respectar o medio ambiente xa que necesita para o seu desenvolvemento dispoñer dunha boa calidade do medio que a rodea. Ademais, a poboación xoga un papel moi importante no desenrolo desta actividade ao considerar, polo xeral, que calquera nova instalación suporá unha degradación do medio ambiente, independentemente de que o PVA asociado fora optimizado para este tipo de acuicultura e garanta un desenvolvemento sustentable. Así, para garantir a súa perpetuidade e sustentabilidade necesitará tamén ser economicamente viable e socialmente aceptada.

Por iso, é esencial integrar a piscicultura entre as actividades importantes e lexítimas nas estratexias de desenvolvemento, planificación e xestión do litoral. De aí xorde a necesidade dun control ambiental da actividade que garanta o mantemento dunhas condicións óptimas para o cultivo das especies sen detrimento dos servizos que o ecosistema lles proporciona ao resto de usuarios do dominio público. A ferramenta administrativa que permite o control ambiental das actividades produtivas é o PVA. Un PVA ha de establecerse con anterioridade ao comezo da produción acuícola para detectar con maior fiabilidade os posibles impactos xerados pola granxa no futuro. O PVA ha de ser deseñado durante o Estudo de Impacto Ambiental (EslA) e ponse en marcha cando comeza a produción. Ambos os pasos, EslA e PVA, dentro do procedemento administrativo de Avaliación de Impacto Ambiental (EIA), atópanse intimamente relacionados, sendo un a continuación do outro no tempo que dura a actividade. Os EslA teñen como finalidade prognosticar e valorar a incidencia dunha determinada actividade na súa contorna, e os PVA comprobar que devanditos prognósticos se cumpren. Deste xeito, os PVA permiten corrixir deficiencias de futuros EslA e realizar predicións máis axustadas, á vez que a súa execución fornece información valiosa que permite afondar no coñecemento sobre as interaccións entre as actividades produtivas e o medio ambiente. Obviamente un PVA ou a súa adaptación, tamén pode ser implementado nunha instalación que xa estivera en fase operativa.

A información requirida nun PVA debe respectar o *Principio de Proporcionalidade*, é dicir:

- Debe estar relacionado co risco que supón a explotación e cos impactos potenciais que puidese xerar no ambiente.
- As prescricións deben estar xustificadas á vista dos riscos e que sexan posibles de executar desde o punto de vista técnico e económico.
- Debe fixar as diferentes análises a realizar, intensidade e periodicidade de cada un deles.
- Debe considerar os medios financeiros, técnicos e persoais que son necesarios para a súa aplicación, posto que o PVA é financiado directamente polo promotor (*autovigilancia*).

Ademais, para asegurar a viabilidade e continuidade dun PVA, este ha de ser fácil de executar, estatisticamente robusto, estandarizado, dinámico en relación á evolución do medio e o menos oneroso posible. O PVA ha de ser realizado por entidades acreditadas para tal fin e encargadas da súa plena execución. Esta obrigatoriedade non exime ás administracións competentes da comprobación periódica do grao de cumprimento requirido. Ademais, deberían aplicar prácticas de xestión de calidade, promover procedementos de intercalibración e de formación do persoal para que os resultados dos PVA poidan ser comparados e avanzar no seu deseño.

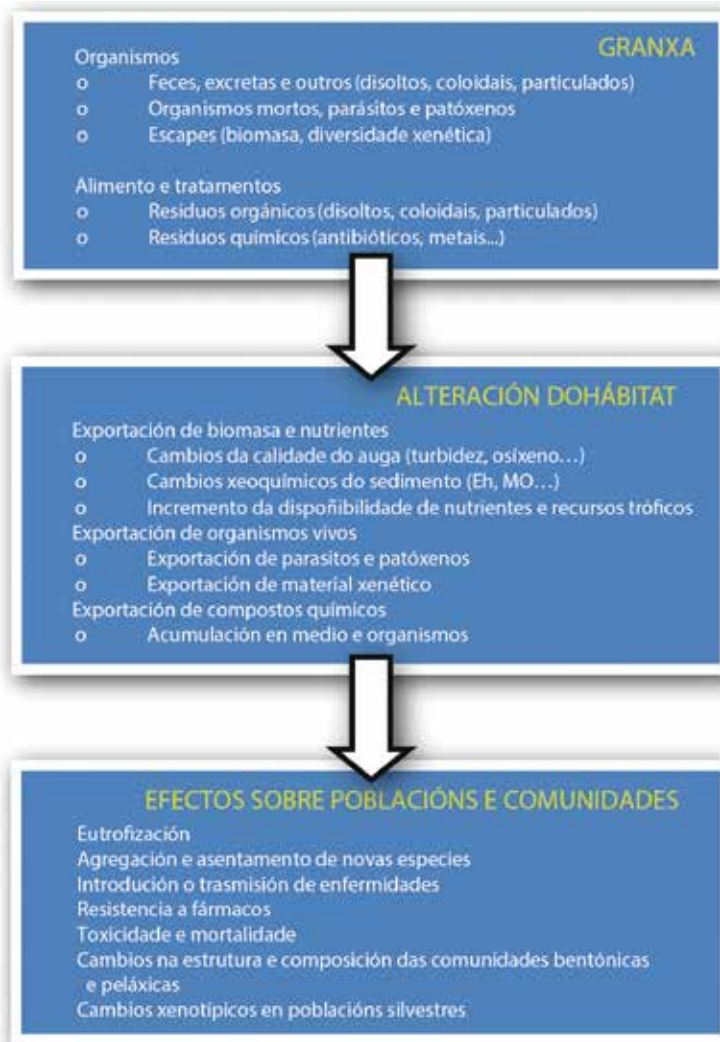
Discútese sobre quen debería recaer a responsabilidade de execución dos PVA, se directamente sobre a autoridade ambiental, ou que esta delegue no promotor baixo a súa supervisión e auditoría. En principio, son plans de autovixilancia ambiental e aínda que a responsabilidade e financiamento son do promotor, deben ser desenvolvidos por expertos acreditados, sendo a autoridade ambiental quen debe fixar os detalles de cada PVA e da súa adaptación no tempo. Pola contra, nalgúns países, a autoridade ambiental asume directamente a execución da vixilancia de todo o sector, sendo os promotores os que a financian en función da capacidade produtiva. Esta opción é moi atractiva polo seu menor custo, mellor confección e maior credibilidade, ao ser realizado o PVA por unha equipa acreditada e con maior dispoñibilidade tecnolóxica. Ademais, cos resultados obtidos,

dotados dun alto grao de estandarización metodolóxica, de uniformidade de formatos e da posibilidade de realizar investigacións para dar resposta ás cuestións que vaian xurdindo, facilitaríase a mellora e a adaptación continua dos PVA.

## Desenvolvemento da proposta do PVA

O desenvolvemento desta proposta de PVA baseouse, en primeiro lugar, na realización dunha revisión bibliográfica sobre os estudos de impacto ambiental das piscifactorías mariñas instaladas nas costas atlánticas das Latitudes medias. Na devandita revisión bibliográfica e documental incluíronse os EsIA, PVA e auditorías ambientais concernentes ás piscifactorías mariñas instaladas en terra na costa de Galicia e a revisión de protocolos de PVA internacionais que puidesen axudar a desenvolver a guía pioneira para este tipo de granxas. Na figura 1.3 recóllense os principais impactos ambientais potenciais que poden producir este tipo de instalacións sobre o medio mariño. O impacto da estrutura das instalacións no medio mariño é desprezable e o impacto sobre o medio terrestre xa foi obxecto de estudo e publicado (XUNTA, 2013) baixo o título: *Guía de criterios de sustentabilidade e integración paisaxística dos establecementos de acuicultura litoral*, dentro da mesma colección que esta guía.

En segundo lugar, realizouse un amplo estudo piloto en oito granxas mariñas distribuídas por todo o litoral galego (figura 1.4), para desenvolver as bases científicas subxacentes ao deseño do PVA. Este estudo desenvolveuse no contexto do proxecto Xacumar “Selección de indicadores, determinación de valores de referencia, deseño de programas e protocolos de métodos e medidas para estudos ambientais en acuicultura mariña” (2008–2011). Posteriormente desenvolvéronse outras investigacións complementarias (v.g. estudo da persistencia da toxicidade das verteduras, realizado baixo convenio coa Consellería do Mar, XUNTA). Gran parte dos resultados obtidos nestes estudos foron publicados en revistas especializadas de prestixio internacional e difundidos en congresos especializados (Carballeira e Carballeira, 2009; 2012a; 2013; 2014; 2018; De Orte et al., 2009; 2013; Rey-Asensio et al., 2009; 2010; Carballeira, 2013; Carballeira et al., 2010a; 2010b; 2010c; 2010d; 2011a; 2011b;



**Figura 1.3.** Impactos ecolóxicos potenciales sobre o medio mariño da acuicultura marisera instalada en terra na zona litoral.

2011c; 2011d; 2011e; 2012a; 2012b; 2012c; 2012d; 2012e; 2012f; 2013a; 2013b; 2013c; 2014; 2018; Martínez-García et al., 2011; Viana et al., 2010a; 2010b). Os resultados experimentais e a información bibliográfica permitiron seleccionar e optimizar as ferramentas e estratexias que mellor describen a influencia destas granxas no ecosistema receptor e deseñar a proposta metodolóxica do PVA que aquí se presenta. Seleccionáronse as variables de vixilancia ambiental e os seus limiares axustados ao caso concreto das piscifactorías instaladas en terra na costa galega. Igualmente adecuouse o deseño de mostraxe (esfuerzo, temporalidade...) ás singularidades destas granxas. Por último, examináronse outros aspectos de interese como: a importancia da selección do sitio, a delimitación da zona de efectos permitidos ou a vixilancia da área de influencia potencial (Carballeira et al., 2012f).



**Figura 1.4.** Localización das piscifactorías mariseras instaladas en terra na zona litoral de Galicia onde se realizaron os estudos piloto (Todas funcionan en circuíto aberto menos a VIII que dispón de sistemas de recirculación) (Carballeira et al., 2012b).

Doutra banda, o deseño metodolóxico segue o mesmo esquema que o desenvolto para os PVA dos cultivos mariseros instalados en gaiolas flotantes en Galicia (Carballeira e Carballeira, 2018). No esquema presentado na figura 1.5, distínguese como medida preventiva a importancia cruce da selección do sitio antes de instalar unha granxa deste tipo. Unha vez identificados compartimentos, organismos e sistemas, como potenciais receptores de impacto, procédese á identificación, selección e métodos de medida das variables indicadoras de impacto. No deseño experimental do PVA inclúense os procedementos de mostraxe e interpretación das variables de estado ou preditivas de impacto. A continuación, establécense os obxectivos e os criterios de calidade desexados, recoñecendo unha zona de efectos permitidos pero limitados. A medida que a vixilancia ambiental vaia fornecendo datos

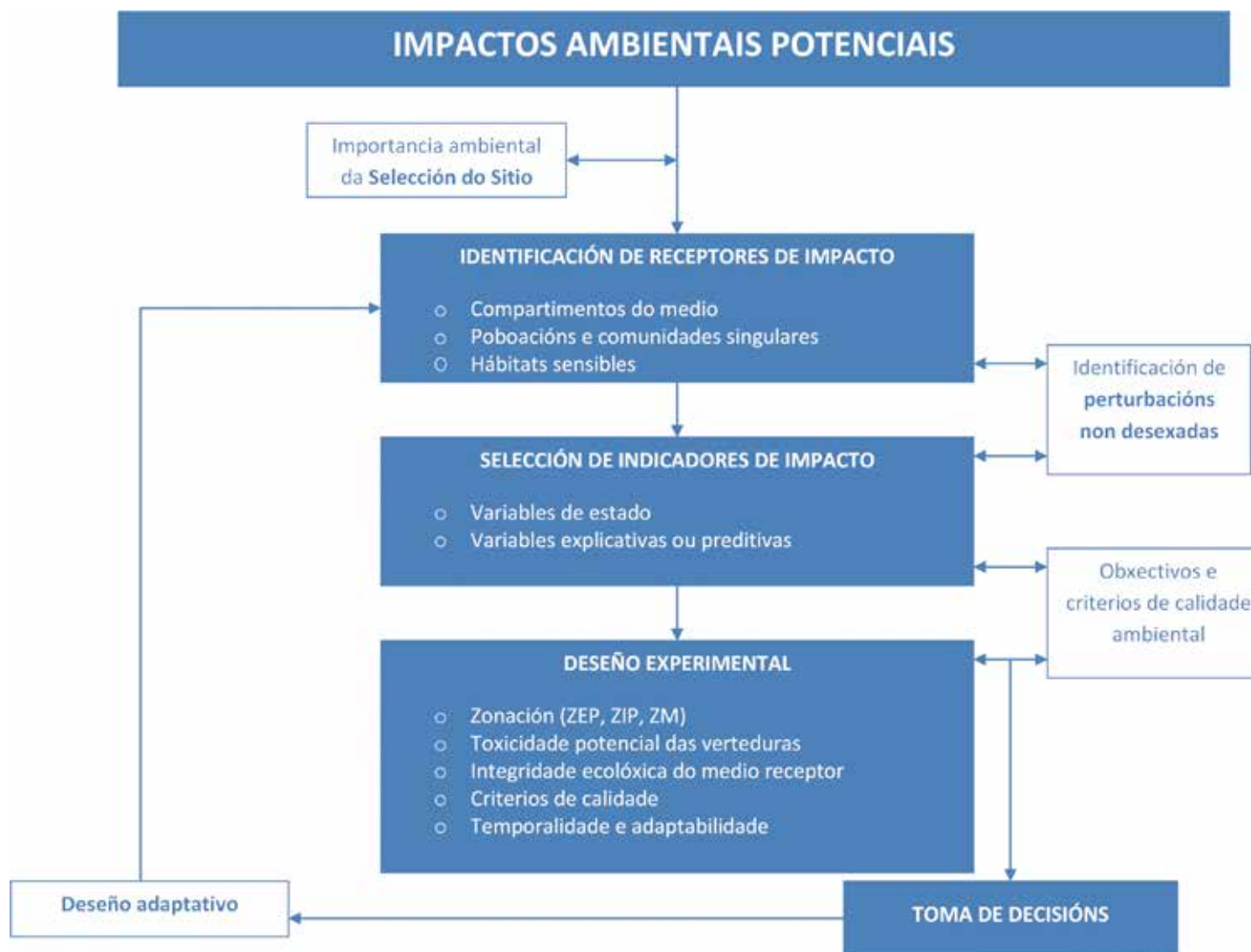


Figura 1.5. Esquema metodolóxico para a realización dos Plans de Vixilancia Ambiental Integrados dos cultivos mariños instalados en terra da zona litoral.

tomaranse as decisións correspondentes cara a unha mellora na xestión da granxa e da adecuación do PVA.

Resumindo, o obxectivo desta guía é propoñer recomendacións para que xestores e produtores desenvolvan unha acuicultura sustentable e responsable co medio ambiente, minimizando as posibles perturbacións ou efectos secundarios sobre o ecosistema receptor. Para iso, subministraranse criterios que poidan ser utilizados de maneira obxectiva á hora de avaliar a adecuación do sitio dun cultivo actual ou futuro. É necesario destacar que unha boa selección do sitio acompañada dunha xestión responsable é a maior garantía de sustentabilidade desta actividade. A guía recolle desde unha perspectiva xeral, os efectos potenciais desta actividade, pero facendo especial fincapé no tipo de hábitats que se atopan nas nosas costas. Indícase como levar adiante un PVA desde o como, onde e cando deben ser tomadas as mostras do medio e dos organismos, que parámetros é necesario determinar e como interpretar os resultados obtidos.

A aplicación dun PVA vai dirixida a establecer os motivos que faciliten a toma de decisións de si actuar ou non actuar. A toma de decisións, pola importancia das accións oportunas, débese realizar en base ao coñecemento científico. Con todo, un PVA como todo traballo científico é incompleto, sexa observacional ou experimental, e ten posibilidades de ser alterado ou modificado polo avance dos coñecementos. Aínda así, non se han de ignorar os coñecementos que xa posuímos ou de pospoñer as accións que poden requirirse no momento oportuno (Hill, 1965).

Esta guía propón o uso de técnicas de vixilancia ambiental dende as máis convencionais como a análise fisicoquímica de efluentes e auga do medio receptor a outras avanzadas como firmas isotópicas estables, biomarcadores moleculares, bioensaios de procesos *in situ*... Non obstante, é necesario seguir avanzando cara enfoques máis rendibles e eficientes no tempo, desde a instalación de *sensores sen fíos* para lograr un seguimento continuo dos parámetros fisicoquímicos en comparación coas técnicas tradicionais de mostraxe puntual ata a adaptación de técnicas de monitorización baseadas

na teledetección con vehículos non tripulados, capaces de obter información máis precisa que os dispositivos actuais (v.g. Landsat Thematic Mapper) permitindo controlar as plumas de contaminación, estimar parámetros de calidade da auga ou inventariar organismos na franxa intermareal. A vixilancia bioquímica tamén se pode profundar tanto para rastrexar os residuos do sistema acuícola como para avaliar o impacto ambiental causado (Signa et al., 2015). Neste sentido, os métodos baseados na análise de códigos de barras (*metabarcoding*) do ADN ambiental (eDNA) son moi prometedores (Garlapati et al., 2019; Ruppert et al., 2019). Os métodos actuais baseados na identificación taxonómica ao microscopio (v.g. diatomeas, macroinvertebrados) son moi custosos e requiren especialistas altamente adestrados. A tecnoloxía de metabarcificación, aplicada a diferentes tipos de comunidades (v.g. diatomeas ou foraminíferos) pode proporcionar información menos cara, máis rápida, máis fiable e máis doada de estandarizar que os enfoques taxonómicos clásicos para avaliar o impacto de industrias como a acuicultura mariña (Visco et al., 2015; Pawlowski et al., 2016; Apotheloz et al., 2017). Mentres as prometedoras ferramentas metagenómicas ambientais non se desenvolvan a nivel práctico, a alteración dos *perfís fisiolóxicos das comunidades microbianas* (CLPP, do inglés Community Level Physiological Profiles) (Weber e Legge, 2010) afectadas polos efluentes das granxas é unha aproximación viable a considerar na avaliación de posibles impactos ambientais. Os microorganismos, en xeral, son os primeiros organismos en reaccionar aos cambios ambientais. Desta forma a alteración da comunidade microbiana pode ser considerada como un detector precoz dos cambios espazo-temporais na saúde e a viabilidade do medio ambiente no seu conxunto. Existen test comerciais reducidos (e.g. Ecoplates, BiologTM) para estimar a diversidade funcional da comunidade microbiana heterotrófica, baseados na capacidade de oxidación de numerosas fontes de carbono (carbohidratos, acedos carboxílicos, aminas, aminoácidos e polímeros), que poderían aplicarse a mostras tomadas dos efluentes ou do hábitat afectado (augas libres, sedimentos, substratos epilíticos...) (Tiquia, 2010; Jałowiecki et al., 2016; Perujo et al., 2016; 2020). As métricas CLPP foron utilizadas para monitorizar a función da comunidade microbiana na acuicultura porque xogan un papel fundamental na produtividade do estanque e o éxito da produción de peces (Kurten e Barkoh, 2015).

## Bibliografía

- Apotheloz-Perret-Gentil, K., Cordonier, A., Straub, F., Iseli, J., Esling, P., Pawlowski, J. 2017. Taxonomy-free molecular diatom index for high-throughput eDNA biomonitoring. *Molecular Ecology Resources* 17, 1231–1242.
- APROMAR. 2017. Informe: La Acuicultura en España 2017. Disponible desde: <http://bit.ly/2u5b1WV>
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Consideraciones para un plan integral de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra, En: M. Rey Méndez, J.F.C., M. Izquierdo Rodríguez y A. Guerra Díaz (ed) XII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010a. Vigilancia de la ecotoxicidad de los efluentes de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010b. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos con embriones de erizo. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. O Grove, pp. 177–184.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos in situ de fertilidad. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. USC, O Grove, pp. 181–189.
- Carballeira, A., Espinosa, J., Carballeira, C. 2011a. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: alteraciones histológicas en moluscos nativos y trasplantados. XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking  $\delta^{15}\text{N}$  and histopathological effects in molluscs exposed in situ to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62:2633–2641.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2011c. Optimization of fertilization and larval development toxicity tests using two marine sea urchin species: Study of salinity influence. *Marine Environmental Research* 72(4):196–203.
- Carballeira, A., Ramos-Gomez, J., Carballeira, C. 2011d. Diseño de un Plan de Integral para la Vigilancia Ambiental de las Piscifactorías Marinas Instaladas en Tierra. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 42-43.
- Carballeira, A., Texeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.

- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Teixeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012c. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with land-based marine fish-farms: the sea-urching embryo bioassay with *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 249–261.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2012d. Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment: Application to marine pisciculture effluents. *Marine Environmental Research* 77: 12-22.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Carballeira, A. 2012e. Plan integrado para la vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV. O Grove, pp. 325-331.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012f. Designing an integrated environmental monitoring plan for land-based marine fish farms located at exposed and hard bottom coastal areas. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 1305–1316.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2013. An Environmental Monitoring Plan Adapted to Land-Based Marine Fish Farms Located at Exposed and Hard Bottom Coastal Areas. *Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture*. Gran Canaria.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2013a. Vigilancia del potencial de eutrofización de los vertidos de la acuicultura marina intensiva terrestre mediante trasplantes de *Ulva* sp. XIX Simposio Botánica Criptogámica. Gran Canaria, pp. 113.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b.  $\delta^{15}\text{N}$  values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. *Journal of Applied Phycology* 25 (1): 97–107.
- Carballeira, A., Viana, I.G., De Orte, M., Carballeira, C. 2013c. Toxicity Evaluation of Commonly Used Biocides in Land Based Marine Fish Farms Using a Miniaturized Bioluminescence Test with *Vibrio fischeri*. *Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture*. Gran Canaria.
- Carballeira, A., Carballeira, C. 2014. Guía para la realización de Planes de Vigilancia Ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. XVII Foro dos recursos mariños e da acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in  $^{15}\text{N}$  values in *Fucus vesiculosus* L.. *Marine Pollution Bulletin* 85(1): 141-145.

- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 12739–12748.
- Carballeira A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. *Estratexia galega da acuicultura*. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 206.
- Crane, M., Burton, A., Culp, J.M., Greenberg, M.S., Munkittrick, K.R., Ribeiro, R., Salazar, M.H., St-Jean, S.D. 2007. Review of aquatic *in situ* approaches for stressor and effect diagnosis. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3(2): 234-245.
- De Orte, M.R., Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Desarrollo de un bioensayo miniaturizado de microalgas para evaluar la ecotoxicidad de vertidos marinos: aplicación a piscifactorías marinas instaladas en tierra. En: XVII Simpósio de botânica criptogâmica. Lisboa, pp. 47-48.
- De Orte, M.R., Carballeira, C., Viana, I., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of chemical compounds associated with marine land-based fish farms: the use of mini-scale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554–563.
- FAO. 2000. Aquaculture development beyond 2000: The Bangkok declaration an strategy. Conference on Aquaculture Development in the Third Millennium 20-25 February 2000, Bangkok, pp. 42.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, pp. 218.
- Garlapati, D., Charankumar, B., Ramu, K., Madeswaran, P. 2019. A review on the applications and recent advances in environmental DNA (eDNA) metagenomics. *Reviews on Environmental Science and Biotechnology* 18:389–411.
- Hill, A.B. 1965. The environment and disease: association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 58:295-300.
- Halwart, M., Soto, D., Arthur, J.R. 2007. Cage aquaculture: regional reviews and global overview. Ed. FAO Fisheries Technical Paper nº 498. Roma, pp. 241.
- Jałowiecki, L., Chojniak, J.M., Dorgeloh, E., Hegedusova, B., Ejhed, H., Magnér, J., Płaza, G.A. 2016. Microbial Community Profiles in Wastewaters from Onsite Wastewater Treatment Systems Technology. *PLoS ONE* 11(1): e0147725.
- Kurten, G., Barkoh, A. 2015. Community-level Physiological Profiling Assessment for Monitoring Microbial Community Function in Aquaculture Ponds. *North American Journal of Aquaculture* 78(1): 34-44.
- Lazard, J., Baruthio, A., Mathe, S., Rey-Valette, H., Chia, E., Clement, O., Aubin, J., Morissens, P., Mikolasek, O., Legendre, M., Levang, P., Blancheton, J.P., Rene, F. 2010. Aquaculture system diversity and sustainable development: fish farms and their representation. *Aquatic Living Resources* 23: 187-198.
- Macías, J.C., Collado, J., Álamo, C., Escalona, M., García, E. 2005. Seguimiento ambiental para instalaciones de acuicultura marina. *Boletín- Instituto Español de Oceanografía* 21: 57-66.
- Martí, E., Martí, C.M., Martínez, M.R., Paches, M.A.V., Giaccaglia, S.L. 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorías en jaulas flotantes. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 21: 67-73.
- Martínez-García, E., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Texeira, J.M., Gairini, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Sánchez-Lizaso, J.L., Carrera, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2011. Meta-análisis de los cambios en la estructura del poblamiento de poliquetos debido a la actividad de engorde de peces en jaulas flotantes en las costas españolas. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 43-44.



- Martínez-García, E., Sánchez-Jérez, P., Aguado-Giménez, F., Ávila, P., Guerrero, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-González, V., González, N., Gairin, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Carreras, J., Macías, J.C., Carballeira, A., Collado, C. 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom *polychaeta* assemblages in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin* 69: 165-171.
- OECD/FAO. 2017. OECD-FAO Agricultural Outlook 2017-2026, OECD Publishing, Paris, pp. 136.
- Pawlowski, J., Lejzerowicz, F., Apotheloz-Perret-Gentil, L., Visco J., Esling, P. 2016. Protist Metabarcoding and Environmental Biomonitoring: Time for Change. *European Journal of Protistology* 55(A): 12-25.
- Perujo, N., Romaní, A.M., Martín-Fernández, J.A. 2020. Microbial community-level physiological profiles: Considering whole data set and integrating dynamics of color development. *Ecological Indicators* 117: 106628.
- Perujo, N., Freixa, A., Vivas, Z., Gallegos A.M., Butturini, A., Romaní, A.M. 2016. Fluvial biofilms from upper and lower river reaches respond differently to wastewater treatment plant inputs. *Hydrobiologia* 765: 169-183.
- Rey-Asensio, A., Viana, I.G., Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. 15N en macroalgas como marcador del área de influencia de los vertidos de piscifactorías marinas instaladas en tierra. XVII Simpósio de botânica criptogámica. En: XVII Simpósio de botânica criptogámica. Lisboa, pp. 97-98.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. O Grove, pp. 201–218.
- Roque D'Orbcastel, E., Sauzade, D., Ravoux, G., Coves, D. 2004. Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de pisciculture marine pour la région Corse. Rapport Scientifique Technique 2188. Infremer, pp. 362.
- Ruppert, K.M., Kline, R.J., Saydur Rahman, M.D. 2019. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation* 17: e00547.
- Signa, G., Di Leonardo, R., Vacaro, A., Doriana, C., Mazzola, A., Vizzini, S. 2015. Lipid and fatty acid biomarkers as proxies contamination for environmental in caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators* 57: 384–394.
- SSPO. 2016. Scottish salmon producer's organisation. Economic report. Investing in sustainable Jobs, communities and Business. <http://scottishsalmon.co.uk/economic/>
- Tiquia, S.M. 2010. Metabolic diversity of the heterotrophic microorganisms and potential link to pollution of the Rouge River *Environmental Pollution* 158: 1435–1443.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance, 8th ed. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, pp. 524.
- UNEP. 2011. FAO's role for improved integration of fisheries and aquaculture development and management, biodiversity conservation and environmental protection. COFI, Rome, pp. 14.
- Viana, I.G., Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2010a. Evaluation of the interspecific differences in 15N in coexisting marine macroalgae. En: The 7th international conference on applications of stable isotope techniques to ecological studies. Fairbanks, pp. 222-223.

Viana, I.G., Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2010b. Seasonal variation of  $^{15}\text{N}$  in macroalgae. En: The 7th international conference on applications of stable isotope techniques to ecological studies. Fairbanks, pp. 126-127.

World Bank. 2013. FISH TO 2030. Prospects for Fisheries and Aquaculture. World Bank Report Number 83177-GLB (ed). Washington DC, pp. 102.

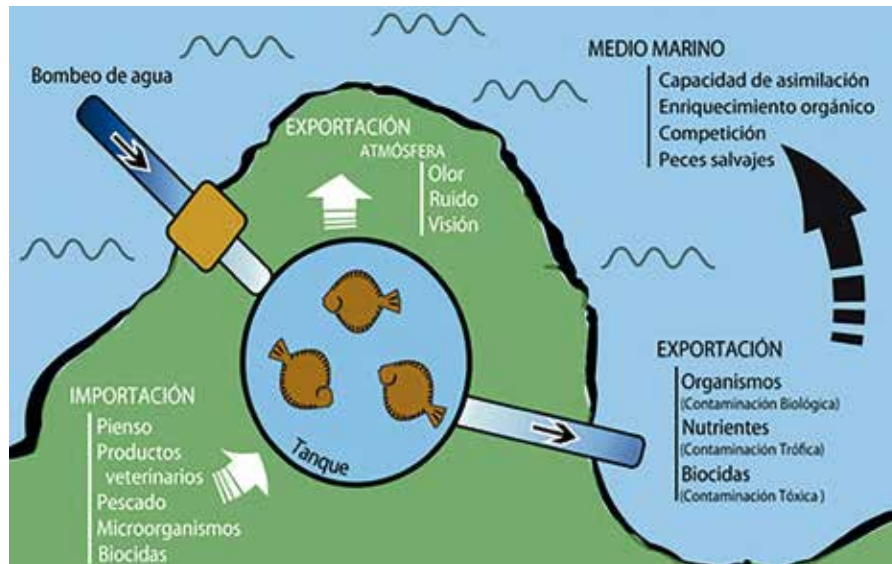
XUNTA. 2013. Guía de criterios de sustentabilidade e integración paisaxística dos establecementos de acuicultura litoral. Colección: Paisaxe Galega. Ed. Xunta de Galicia. Consellería do Medio Rural e do mar y Consellería de medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. Santiago de Compostela, pp. 125.

## II. Características do cultivo intensivo de especies mariñas en instalacións terrestres

Tanque de cultivo de rodaballo. Foto: C. Carballeira







**Figura 2.1.** Representación do balance de materiais dunha piscifactoría mariña instalada en terra da franxa litoral (Carballeira et al., 2013).

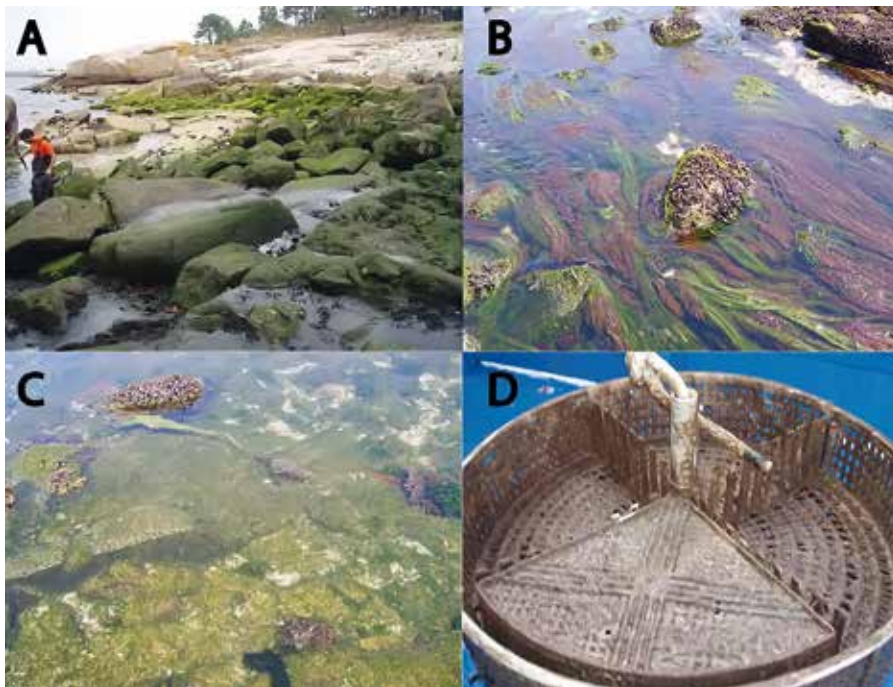
Neste tipo de acuicultura mariña intensiva todas as fases do cultivo se realizan en instalacións terrestres, incluído o engorde (figura 2.1). O uso de equipos automatizados como sistemas de aireación, comedeiros, estufas... permite ter un gran control das condicións ambientais nas que viven os peixes e poder alcanzar altas densidades de produción. Canto maior é a densidade media dos peixes dentro dos tanques de cultivo maior é a probabilidade de aparición e transmisión de enfermidades e será necesario manter unhas condicións de hixiene estritas mediante unha boa desinfección das instalacións ou mediante o uso preventivo de vacinas ou curativo de medicamentos.

Na maior parte das granxas a auga de mar que enche os tanques bombéase en circuíto aberto. Deste xeito, o medio de cultivo atópase en constante renovación, o que xera uns elevados custos de enerxía e, por

tanto, a necesidade de instalar as granxas moi próximas á liña de costa. Por este motivo, os emisarios de entrada e saída da auga están relativamente preto un do outro polo que, en principio, poderían darse retroalimentacións negativas. Para evitar que a auga de entrada se contamine coa de saída pódense construír os emisarios afastados, separados por accidentes xeográficos (cabos) ou localizalos a distintas profundidades; en todo caso, convén situar as instalacións en costas expostas ou semiexpostas con alta capacidade dispersiva. O elevado hidrodinamismo dilúe e dispersa rapidamente a vertedura, pero dispersar os contaminantes non implica evitar os seus efectos, sobre todo se estes son facilmente bioacumulables e persistentes.

Unha alternativa prometedora, son as instalacións con sistemas de recirculación de auga (RAS) que permiten unha localización das instalacións máis flexible e minimizan a pegada ecolóxica desta actividade polo seu menor consumo enerxético e por reducir significativamente a carga vertida. A pesar diso, actualmente o maior investimento económico e a súa xestión entrañan maiores dificultades técnicas que parecen limitar as súas dimensións para poder competir cos cultivos de circuíto aberto. Científicos do centro de investigación noruegués (NOFIMA, 2016) analizaron os lodos de tres piscifactorías de salmón instaladas en terra (unha con recirculación e 2 en circuíto aberto) ao longo dun ano de produción co obxectivo de mellorar a súa xestión. Comprobaron que os lodos teñen un alto contido enerxético, de nutrientes (N e P), zinc e cadmio. Tamén atoparon contaminantes orgánicos (PCB e praguicidas) pero por baixo dos límites de uso restrinxido. O contido enerxético confirma que os lodos se derivan maioritariamente (50 %) de desfeitos de alimento. Como a acuicultura en terra segue crescendo, consideran que é prioritario minimizar os lodos previndo o desperdicio de penso e recuperando os desfeitos particulados, antes de que se disgreguen por hidratación excesiva, para a súa posterior valorización mediante o seu uso como fertilizante ou para producir biogás.

Existe unha serie de características comúns a todas as piscifactorías, como son a formulación de pensos, a aplicación de substancias agro-



**Figura 2.2.** Síntomas de eutrofia en localizacións próximas ao momento de descarga dos verteduras acuícolas (A, B, C). Fouling establecido nunha bandexa de cultivo de moluscos despois de 45 días de exposición ás verteduras (D).

químicas, antibióticos e outros produtos, que se traducirán en verteduras con características similares. Fronte ás granxas mariñas instaladas en terra, os cultivos en gaiolas requiren menos coidados para manter as condicións de hixiene debido, en xeral, ás menores densidades utilizadas e á maior taxa de renovación hidráulica que se produce a través das redes. Pola contra, a achega de materia orgánica ao medio mariño é maior por un menor control do contido orgánico e inorgánico da vertedura e un menor aproveitamento dos pensos polos peixes, o que pode chegar a crear graves cúmulos de refugallo debaixo das gaiolas. Con

todo, aínda que a taxa relativa da vertedura das granxas instaladas en terra sexa menor que a das gaiolas, ao liberarse mediante emisario, os seus efectos ambientais poderían ser máis reducidos espacialmente pero máis agudos.

### Características dos efluentes

Os efluentes da piscicultura son recoñecidos a nivel global pola súa baixa toxicidade cando os comparamos con outras actividades industriais, pero os volumes descargados de auga con residuos poden ser moi elevados. Os efectos potenciais dunha granxa mariña instalada en terra son debidos aos residuos contidos nos seus efluentes, principalmente de tipo orgánico (v.g. excretas e restos de alimento) e produtos químicos derivados das diferentes actividades da granxa. Os residuos liberados en exceso poden afectar ós ecosistemas receptores a través de procesos de eutrofización, anoxia ou toxicidade. Ao mesmo tempo, as verteduras poden alterar as comunidades nativas ao actuar como un dispositivo de concentración de fauna silvestre, sobre todo de peixes (FAD, *fish aggregation devices*).

### Contaminación por residuos metabólicos e penso excedente

O impacto ambiental maioritario e habitualmente recoñecido dunha granxa piscícola deriva dos refugallo metabólicos (nitratos, nitritos, amonio e fosfatos) e dos restos de alimento, que poden chegar a xerar situacións de anoxia sedimentaria e potenciar a eutrofización do medio receptor (figura 2.2) (Wang et al., 2020). Mentres que as verteduras episódicas locais non son consideradas unha ameaza para a saúde do ecosistema, as crónicas e extensivas poden chegar a producir a longo prazo unha deterioración indesexable. Neste sentido, as perturbacións serán máis ou menos graves en función da relación entre a produción de residuos e a capacidade dispersiva do medio.

Respecto ao peso seco, os lodos das piscifactorías norueguesas (op. cit) contiñan cantidades relativamente grandes de enerxía (20 MJ/kg), graxa

(5-7 %) e nitróxeno (14-18 %), indicando que había unha cantidade considerable de residuos de penso (50 %). Co obxecto de analizar e minimizar os residuos das granxas de rodaballo (*P. maxima*) investigadores do Centro Tecnolóxico Galego de Acuicultura (CETGA, 2005) observaron unha inxesta media de penso do 77 %, cun rango entre o 27 e o 100 %, é dicir, un 23 % do penso subministrado é expulsado directamente ao medio. No mesmo estudo obtívose unha media de feces (alimento non dixerido) do 13,5 %, oscilando do 9 ao 26%. En consecuencia, estímase que máis ou menos o 63,5 % do penso é asimilado e posteriormente excretado, principalmente como amonio, e o 36,5 % restante é expulsado ao medio como penso ou feces

### Residuos disoltos

A excreción de urea por *Scophthalmus maximus* (tamén chamado *Psetta maxima* ou rodaballo) representa o 20 % da excreción total de nitróxeno (Fournier et al., 2003) e actualmente descoñécese en que medida a retención e manipulación da auga transforma a urea en amonio (Altinok e Grizzle, 2004; Aubin et al., 2006). Con todo, a elevada dilución do amonio (principal produto de excreción disolto dos peixes) e as súas formas osixenadas (nitritos e nitratos) dificulta a detección de trazas destes elementos, mesmo a poucos metros das granxas (Sarà, 2007; Pitta et al., 2006). A pesar diso, unha dispoñibilidade permanente destes compostos na proximidade dos emisarios pode aumentar o grao de epifitismo, o desenvolvemento de *fouling* sobre estruturas, alterar a comunidade de algas e eutrofia (figura 2.2).

### Sólidos en suspensión

As partículas orgánicas procedentes das feces e do alimento non consumido poden almacenarse no sedimento e se non son debidamente mineralizados pola macrofauna e a flora bacteriana natural poden chegar a acumularse e degradar o ecosistema bentónico (Sanz-Lázaro et al., 2011). Habitualmente, debido ao alto grao de hidrodinamismo dos sitios onde se localizan as granxas intensivas instaladas en terra e á baixa cantidade de alimento non consumido que liberan (cuxa regulación supón

un aforro económico para a propia empresa) é difícil observar acumulacións de materia orgánica nas proximidades do emisario en comparación coas observadas baixo os cultivos en gaiolas. As porcentaxes da fracción fina e da materia orgánica do sedimento son moi baixas na contorna das granxas terrestres instaladas na costa de Galicia, pero é fácil observar unha elevada e continua presenza de sólidos en suspensión na columna de auga nas inmediacións dos emisarios.

Enfermidade	Organismo	Medidas de control
Enf. amébrica das agallas	Ectoparásito	Baño de auga doce
Tricodiniasis	Ectoparásito	Baño desinfectante
Escuticociliatosis	Ecto, Endoparásito	Redución de densidade
Microsporidiosis	Endoparásito	Redución de densidade
Mixosporidiosis	Endoparásito	Red. densidade/ Desinfección completa
Flexibacteriosis	Bacteria	Vacina/antibióticos
Furunculosis	Bacteria	Vacina/antibióticos
Streptococcosis	Bacteria	Vacina
Vibriosis	Bacteria	Vacina/antibióticos

**Táboa 2.1.** Enfermidades máis frecuentes do cultivo de rodaballo, organismos que as provocan e medidas para o seu control.

## Contaminación por produtos químicos

O uso de produtos químicos na acuicultura está amplamente recoñecido, aínda que a maioría dos estudos se centran principalmente na contaminación orgánica bruta e hai poucos estudos sobre produtos químicos e axentes patóxenos (Tello et al., 2010). A directiva Marco da Auga da UE recoñece os contaminantes emerxentes como novas formas de contaminación, pero aínda non se definiron normas nin niveis de referencia respecto diso. En consecuencia, o uso de produtos químicos, como desinfectantes, antibióticos, praguicidas e hormonas, adoita levar a cabo de forma libre e por persoal que en moitos casos pode non estar debidamente cualificado.

A partir da información contida nas publicacións da GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) púidose realizar unha revisión dos principais produtos químicos utilizados na piscicultura de *Scophthalmus maximus* (GESAMP, 1996), que se clasifican en 7 categorías en función do seu mecanismo de acción ou procedencia:

- Químicos que proceden de materiais estruturais
- Desinfectantes
- Medicinas
- Praguicidas
- Aditivos da comida
- Anestésicos
- Hormonas

Entre as distintas funcións que desempeñan estes produtos atópase a prevención (uso profiláctico) e o tratamento (uso terapéutico) de enfermi-

dades e patóxenos, a limpeza das instalacións, o control do crecemento, a produción de alimentos, a manipulación da reprodución ou do transporte de organismos vivos.

### *Antibióticos e praguicidas*

As vías máis importantes de diseminación de antibióticos no ambiente acuático son os efluentes das augas residuais, os xurros animais, as descargas de acuicultura e a escurredura superficial. A liberación constante de antibióticos, as súas propiedades bioactivas e a súa presenza continua, incluso a concentracións ambientais relativamente baixas en augas e sedimentos, son as causantes das principais preocupacións sobre os riscos potenciais para os ecosistemas acuáticos. Con todo, a maior parte dos estudos céntranse na prevalencia de antibióticos en corpos de auga doce e poucos informan da súa presenza en sistemas mariños (Hernando et al., 2006; Kümmerer, 2009; Ji et al., 2012).

O emprego de quimioterapia para manter condicións sanitarias óptimas nas piscifactorías só pode ser parcialmente evitado mediante o uso de vacinas, inmunoestimulantes ou resistencia xenética, que aínda se atopan en desenvolvemento ou mostran unha eficacia limitada (táboa 2.1). Na actualidade, verificouse o uso de polo menos 26 medicamentos concretos por parte dos 15 principais países produtores, que conxuntamente xeran o 94% da produción de acuicultura mundial, sendo a oxitetraciclina un dos máis usados. A oxitetraciclina é un fármaco bacteriostático do grupo das tetraciclinas, de amplo espectro e de baixo custo moi utilizado en medicina humana e veterinaria. A pesar de que na zona eufótica das augas mariñas a oxitetraciclina parece fotodegradarse facilmente detéctase a miúdo no medio mariño. Ademais, os datos existentes suxiren unha longa persistencia da oxitetraciclina nos sedimentos acuáticos (Campbell et al., 2001; Lalumera et al., 2004; Wang et al., 2010; Chen et al., 2015; Leal et al., 2016).

Isto supón un risco para o medio ambiente, pois unha parte destas substancias non son retidas polos peixes (antibióticos non metabolizados,



restos de pensos medicados, lixiviados, excreción renal e secrecións branquiais) e son liberadas aos sistemas acuáticos (Rigos et al., 2004).

Así, Cheng et al. (2019) investigan as variacións espaciais e estacionais de catro clases de antibióticos (quinolonas, anfenicoles, tetraciclina e sulfonamidas) en augas superficiais do norte de China afectadas por verteduras de granxas piscícolas e verifican a existencia dunha relación directa entre as concentracións corporais e as observadas no alimento e o sedimento. Ademais, comprobán que o enrofloxacino e o florfenicol poderían causar os maiores riscos de seguridade para os organismos acuáticos en comparación con outros antibióticos.

Twiddy e Reilly (1995) comprobaron en estanques o efecto de antibióticos sobre comunidades microbianas e identificaron bacterias con elevadas taxas de resistencia aos antibióticos. Mediante a análise de biomarcadores moleculares pódese estimar o grao de exposición de organismos a antibióticos e praguicidas (Tu et al., 2009), pero os escasos estudos dispoñibles sobre a toxicidade e persistencia das substancias terapéuticas e dos seus metabolitos en condicións naturais dificultan a avaliación do seu impacto ambiental (GESAMP, 1997; Tello et al., 2010). Os antibióticos utilizados na acuicultura poden ser moi persistentes no sedimento (Burrige et al., 2010), pero a súa vida media na auga é moito menor, especialmente cunha alta oxixenación, como nas áreas afectadas polos efluentes das granxas. Polo que o principal risco ambiental destas substancias é a creación de formas de resistencia en lugar da súa toxicidade intrínseca (Wu et al., 1994; Carballeira, 2013). Con todo, aínda que o principal problema ambiental está asociado co desenvolvemento de mecanismos de resistencia en bacterias, a toxicidade dos antibióticos para outro tipo de organismos tamén plantexa serias preocupacións. Por exemplo, as especies de fitoplancton que forman a base de todas as redes alimentarias mariñas (produtores primarios) deben ser incluídas no grupo de risco. Por esta razón, a información derivada dos ensaios de ecotoxicidade realizados cos antibióticos máis comunmente detectados fronte a especies fitoplanctónicas son de grande importancia ecolóxica (González-Pleiter et al., 2013; De Orte et al., 2013).

### Desinfectantes e deterxentes

Os desinfectantes e deterxentes son utilizados para previr infeccións e puntualmente para combater algunhas enfermidades. Polo seu uso cotián e en concentracións relativamente elevadas, son produtos que deben ser considerados na vixilancia ambiental deste tipo de instalacións. Ademais, algúns desinfectantes (produtos clorados, aldehídos e os seus derivados) son mutaxénicos.

O hipoclorito de sodio é un oxidante forte e económico que se emprega para desinfectar a auga e as instalacións. O hipoclorito de sodio e o formaldehído estanse utilizando actualmente en acuicultura e son tóxicos para a vida acuática a moi baixas concentracións (Chénier, 2003). Baixas concentracións de deterxentes (aniónicos, non-iónicos e catiónicos) poden modificar a estrutura das proteínas de membrana e finalmente provocar a lisis celular. Por procesos sinérxicos ou aditivos, a toxicidade de desinfectantes e deterxentes pode verse incrementada cando se mesturan nas verteduras (Panouillères et al., 2007). A persistencia dos desinfectantes (principalmente formaldehído e compostos clorados) na auga depende dos niveis de amoníaco, que poden formar compostos máis tóxicos chamados subprodutos de desinfección por cloración (DBP) (v.g. o hipoclorito e o amoníaco poden formar hidrazina,  $N_2H_4$ ). O formaldehído é moi tóxico para o fitoplancto e ten unha vida media de 36 h sobre a auga (De Orte et al., 2013; Lalonde et al., 2015).

Aparte das vacinas que evitan o uso de biocidas, cada día descóbrense novos produtos de interese en acuicultura e de orixe natural. Por exemplo, o aceite esencial de *Eucalyptus globulus* (EOEG) é tradicionalmente coñecido polas súas propiedades desconxestivas, expectorante, mucolíticas e balsámicas pero está demostrado que tamén ten aplicacións analxésicas, antisépticas, antivirais, bactericidas e insecticidas (González-Guñeiz et al., 2016). Recentemente Park et al. (2016) determinaron a acción antibacteriana do aceite esencial de *Eucalyptus globulus* (EOEG) contra sete bacterias patóxenas de peixes (*Edwardsiella tarda*, *Streptococcus iniae*, *S. parauberis*, *Lactococcus garviae*, *Vibrio harveyi*, *V. ichthyoenteri* e *Pho-*

*tobacterium damselae*). EOEG mostrou unha actividade similar á amoxicilina, a tetraciclina ou o cloranfenicol, polo que suxiren que pode ser utilizado como un axente antimicrobiano contra as enfermidades bacterianas de peixes.

### Outros contaminantes químicos

Nos efluentes acuícolas detectáronse outros tipos de compostos como metais e PCB, xeralmente, presentes en moi baixas concentracións. Os metais son moi tóxicos, persistentes e son rapidamente acumulados por organismos (Burrige et al., 2010). O cobre, o zinc e o cadmio atópanse nos pensos, medicinas, e anti-incrustantes utilizados en acuicultura e téñense reportado concentracións elevadas preto dos centros de cultivo (Dean et al., 2007; Nikolaou et al., 2014; Wang et al., 2020). O Cu é a base de moitos molusquicidas e praguicidas para algas, e é máis tóxico con salinidades máis altas e cando non é absorbido pola materia orgánica (Guardiola et al., 2012). Aínda que o Zn é menos tóxico e persistente que o Cu, as algas mariñas son particularmente sensibles aos seus efectos (Burrige et al., 2010). Con todo, os estudos previos de acumulación non atoparon niveis significativos de Cu e Zn en organismos intermareais, sésiles e expostos na contorna das explotacións estudadas (Rey-Asensio et al., 2010). Ademais, a persistente monitorización continua dos lodos xerados por tres piscifactorías norueguesas de salmón instaladas en terra as concentracións metálicas atopadas oscilaban para: As; 1,05-2,43, Pb: 0,17-0,41, Cd: 0,29-0,64, Hg: 0,00-0,05, Cr: 1,47-3,71 e Ni: 0,51-1,27 mg/kg peso seco. Os contidos en Zn e Cd atopados plantexan lixeiras restricións sobre o uso dos lodos como fertilizantes, mentres que o contido de PCB e praguicidas clorados estaba por baixo dos límites de uso restrinxido (NOFIMA, 2016).

### Contaminación biolóxica

O deseño das instalacións e o funcionamento deste tipo de granxas reduce considerablemente o risco de contaminación biolóxica (introdución de especies exóticas ou localmente ausentes e patóxenos) e de polución xenética (intercambio xenético entre especies cultivadas e nativas) fron-

te ao cultivo en gaiolas. En calquera caso, para o cultivo de especies exóticas ou localmente ausentes é necesario dispoñer das autorizacións pertinentes baixo as condicións para a súa introdución, manexo e translocación contidas na normativa que lles resulte de aplicación. Se se trata de especies incluídas no Catálogo de Especies Exóticas Invasoras<sup>1</sup>, o proxecto e o programa de vixilancia e de seguimento ambiental garantirán o control do seu illamento biolóxico.

<sup>1</sup> Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, polo que se regula o Catálogo español de especies exóticas invasoras. (BOE núm. 185, de 3 de agosto de 2013).

## Bibliografía

- Altinok, I., Grizzle, J.M. 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. *Aquaculture* 238: 499-507.
- Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Morvan, Y.M. 2006. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture* 261: 1259-1268.
- Burridge, L., Weis, J., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Campbell, D.A., Pantazis, P., Kelly, M.S. 2001. Impact and residence time of oxytetracycline in the sea urchin, *Psammechinus miliaris*, a potential aquaculture species. *Aquaculture* 202: 73-87.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- CETGA. 2005. Desarrollo de un método para minimizar los residuos de los efluentes de plantas acuícolas y su posible valorización. Centro Tecnológico Gallego de Acuicultura, Aguiño, pp. 62.
- Chen, H., Liu, S., Xu, X.R., Zhou, G.J., Liu, S.S., Yue, W.Z., Sun, K.F., Ying, G.G. 2015. Antibiotics in the coastal environment of the Hailing Bay region, South China Sea: spatial distribution, source analysis and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin* 95 (1): 365—373.
- Cheng, J., Jiang, L., Sun, T, Tang, Y., Du, Z., Lee, L., Zhao, Q. 2019. Occurrence, Seasonal Variation and Risk Assessment of Antibiotics in the Surface Water of North China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 77: 88–97.
- Chénier, R. 2003. Ecological risk assessment of formaldehyde. *Human and ecological risk assessment* 9: 483-509.
- Dean, R., Shimmiel, T.M., Black, D.K. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution* 145 (1): 84-95.
- Nikolaou, M., Neofitou, N., Skordas, K., Castritsi-Catharios, J., Tziantziou, L. 2014. Fish farming and anti-fouling paints: a potential source of Cu and Zn in farmed fish. *Aquaculture Environment Interactions* 5(2):163-171.
- De Orte, M., Carballeira, C., Viana, I., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of chemical compounds associated with marine land-based fish farms: the use of mini-scale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554-563.
- Fournier, V., Gouillou-Coustans, M.F., Métailler, R., Vachot, C., Moriceau, J., Le Delliou, H., Huelvan, C., Desbruyeres, E., Kaushik, S.J. 2003. Excess dietary arginine affects urea excretion but does not improve N utilisation in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* and turbot *Psetta maxima*. *Aquaculture* 217: 559-576.
- GESAMP. 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. FAO, Rome, pp.38.
- Gonzalez-Guiñez, R., Silva-Aguayo, G., Urbina-Parra, A., Gerding-González, M. 2016. aceite esencial de *Eucalyptus globulus* labill y *Eucalyptus nitens* h. deane & maiden (myrtaceae) para el control de *Sitophilus zeamais* Motschulsky. *Chilean journal of agricultural & animal sciences* 32(3): 204-216.
- González-Pleiter, M., Gonzalo, S., Rodea-Palomares, I., Legane, F., Rosal, R., Boltes, K., Marco, E., Fernandez-Piñas, F. 2013. Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms: implications for environmental risk assessment. *Water Research* 47: 2050—2064.

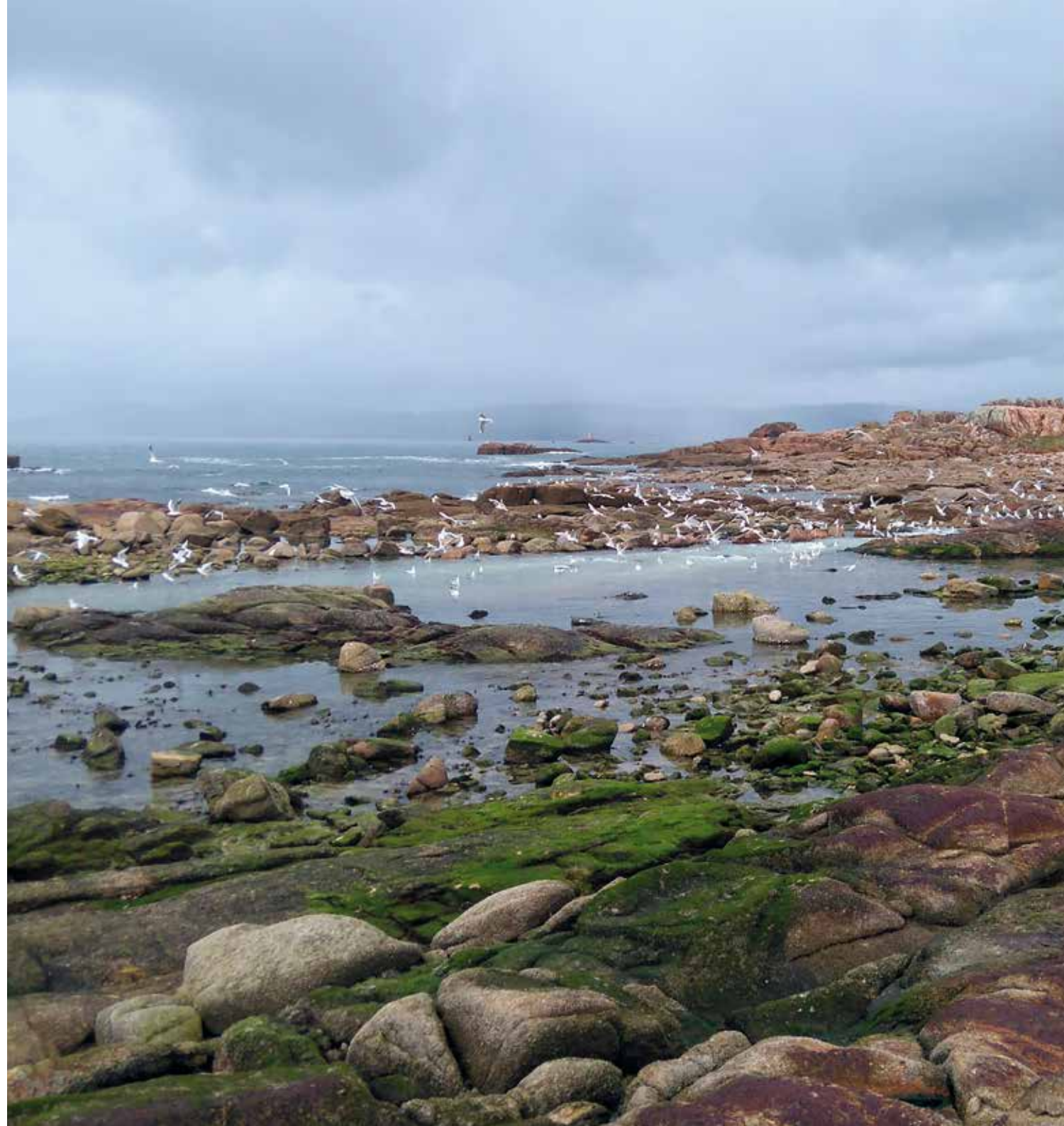
- Guardiola, F.A., Cuesta, A., Meseguer, J., Esteban, M.A. 2012. Risks of using antifouling biocides in aquaculture. *International Journal of Molecular Sciences* 13(2), 1541-1560.
- Hernando, M.D., Mezcuca, M., Fernandez-Alba, A.R., Barcelo, D. 2006. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta* 69: 334—342.
- Ji, K., Kim, S., Han, S., Seo, J., Lee, S., Park, Y., Choi, K., Kho, Y.L., Kim, P.G., Park, J., Choi, K. 2012. Risk assessment of chlorte- tracycline, oxytetracycline, sulfamethazine, sulfathiazole, and erythromycin in aquatic environment: Are the current environmental concentrations safe? *Ecotoxicology* 21: 2031—2050
- Kümmerer, K. 2009. Antibiotics in the environment. In: Küm- merer, K. (Ed.), *Pharmaceuticals in the Environment*. Springer, Berlin, 75—88.
- Lalonde, B.A., Ernst, W., Garron, C. 2015. Formaldehyde concentration in discharge from land based aquaculture facilities in Atlantic Canada. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 94(4): 444-447.
- Lalumera, G.M., Calamari, D., Galli, P., Castiglioni, S., Crosa, G., Fanelli, R., 2004. Preliminary investigation on the environmental occurrence and effects of antibiotics used in aquaculture in Italy. *Chemosphere* 54 (5): 661—668.
- Leal, J.F., Esteves, V.I., Santos, E.B.H. 2016. Use of sunlight to degrade oxytetracycline in marine aquaculture's waters. *Environmental Pollution* 213: 932-939.
- NOFIMA. 2016. Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller (ed) T. Ytrestøyl, T. Synnøve Aas, K. Skei Nerdal and G. Berge. Rapportserie (33/2016), Norge, pp. 32.
- Panouillères, M., Boillot, C., Perrodin, Y. 2007. Study of the combined effects of a peracetic acid-based disinfectant and surfactants contained in hospital effluents on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 16: 327-340.
- Park, J.W., Wendt, M., Heo, G.J. 2016. Antimicrobial activity of essential oil of *Eucalyptus globulus* against fish pathogenic bacteria. *Laboratory Animal Research* 32(2):87-90.
- Pitta, P., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: a spatio- temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563: 99-108.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) *Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. O Grove, pp. 201—218.
- Rigos, G., Nengas, I., Alexis, M., Troisi, G.M. 2004. Potential drug (oxytetracycline and oxolinic acid) pollution from Mediterranean sparid fish farms. *Aquatic Toxicology* 69: 281-288.
- Sarà, G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Navarrete-Mier, F., Marín, A. 2011. Effects of wild fish and motile epibenthic invertebrates on the benthos below an open water fish farm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 22-30.
- Tello, A., Corner, R.A., Telfer, T.C. 2010. How do land-based salmonid farms affect stream ecology? *Environmental Pollution* 158: 1147-1158.

- Tu, H.T., Silvestre, F., Scippo, M.L., Thome, J.P., Phuong, N.T., Kestemont, P. 2009. Acetylcholinesterase activity as a biomarker of exposure to antibiotics and pesticides in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(5): 1463-1470.
- Twiddy, D.R., Reilly, P.J.A. 1995. Occurrence of antibiotic-resistant human pathogens in integrated fish farms. *FAO Fisheries Report Vol. 514*. FAO, Rome, pp. 23-37.
- Wang, J., Hu, J., Zhang, S., 2010. Studies on the sorption of tetra- cycline onto clays and marine sediment from seawater. *Journal of Colloid and Interface Science* 349: 578—582.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. *Water* 12(11): 2991.
- Wu, R.S.S., Lam, K.S., MacKay, D.W., Lau, T.C., Yam, V. 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research* 38: 115-145.



### III. Impactos ambientais potenciais da piscicultura mariña en instalacións terrestres

Aspecto trófico habitual arredor da vertedura. Foto: C. Carballeira



“Unha planificación e selección do sitio correcto unido a un procedemento de avaliación do impacto ambiental adecuado debería deixar os hábitats sensibles á marxe da influencia dos cultivos.”



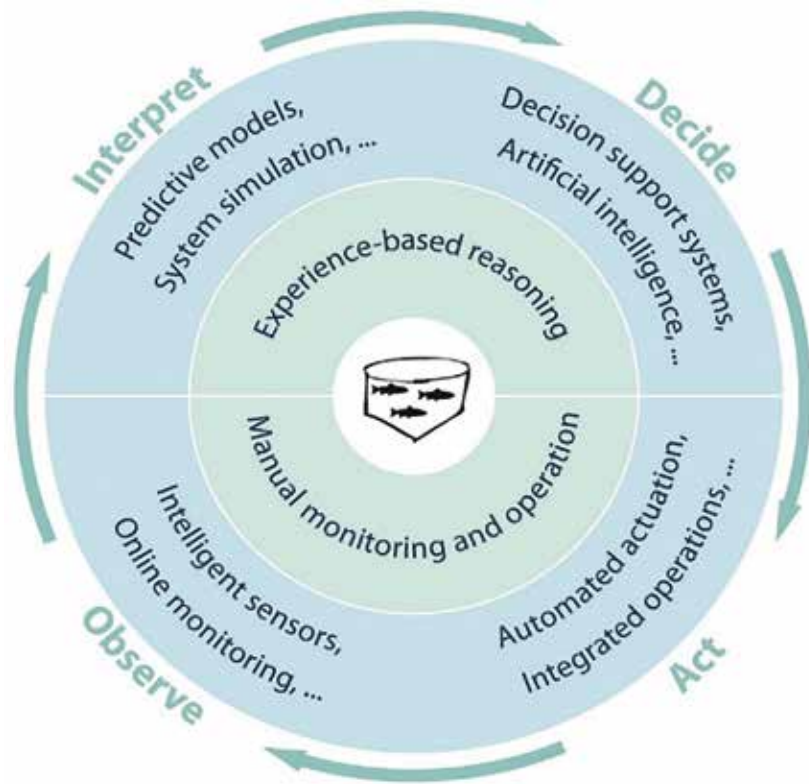
**A**ctualmente enfrontámonos a desafíos importantes en relación coa saúde humana e a sustentabilidade do planeta terra, de maneira que a produción de alimentos, e máis especificamente o sector de produción animal, debe limitar o seu impacto nos ecosistemas (FAO, 2011). A produción mundial de pensos mixtos alcanzou 1 billón de toneladas, que inclúe 40-45 millóns de toneladas de pensos para acuicultura (Çantaş & Yildirim, 2019). Aínda que comparada coa produción de carne no medio terrestre a acuicultura require de menos enerxía, o que se traduce en menor cantidade de gases de efecto invernadoiro, e ten unha menor pegada ecolóxica (Pelletier et al., 2009; Ayers e Tyedmers, 2008; Samuel-Fitwi et al., 2012; Woods et al., 2016; Winter et al., 2017) igualmente é necesario mellorar a sustentabilidade do proceso de produción piscícola (Martínez-Porchas e Martínez-Cordova, 2012; Editorial, 2018; Weitzman et al., 2019). Ademais, trátase dunha actividade cun desenvolvemento comparativamente recente que pode, e debe, ser optimizada para reducir o volume das verteduras e as emisións de gases de efecto invernadoiro xerados co aumento na escala produtiva e os desafíos emerxentes biolóxicos, económicos e sociais asociados (Aaen et al., 2015).

Na actualidade as preocupacións principais están relacionadas coa necesidade de fabricar pensos non dependentes da pesca extractiva, unha alimentación máis eficiente e o benestar dos animais criados. Por iso, os produtores deben desenvolver unha estratexia de nutrición económica e ambiental considerando novos compoñentes da dieta, a ración, o tamaño e a distribución do alimento, o tempo e a frecuencia de alimentación. Determinar os niveis adecuados na formulación do alimento (proteína/enerxía) é vital para optimizar a taxa de crecemento e a taxa de conversión de alimentos (White, 2013). Igualmente, ao mellorar a dixestibilidade do penso redúcese a taxa de desperdicio. Moitos estudos demostraron que a adición de encimas aos alimentos foi exitosa, logrando un uso máis eficiente dos alimentos ao aumentar a súa dixestibilidade. A adición da encima fitasa, aumenta a dixestibilidade do fósforo e diminúe a carga de fósforo liberado na auga (Hixson, 2014; Cripps y Bergheim, 2000; Cao et al., 2007). En principio, desenvolver un contido alto en graxas, baixo en carbohidratos e proteínas e aumentar a dixestibilidade do penso reducirá a produción de refugallos (Price et al., 2013).

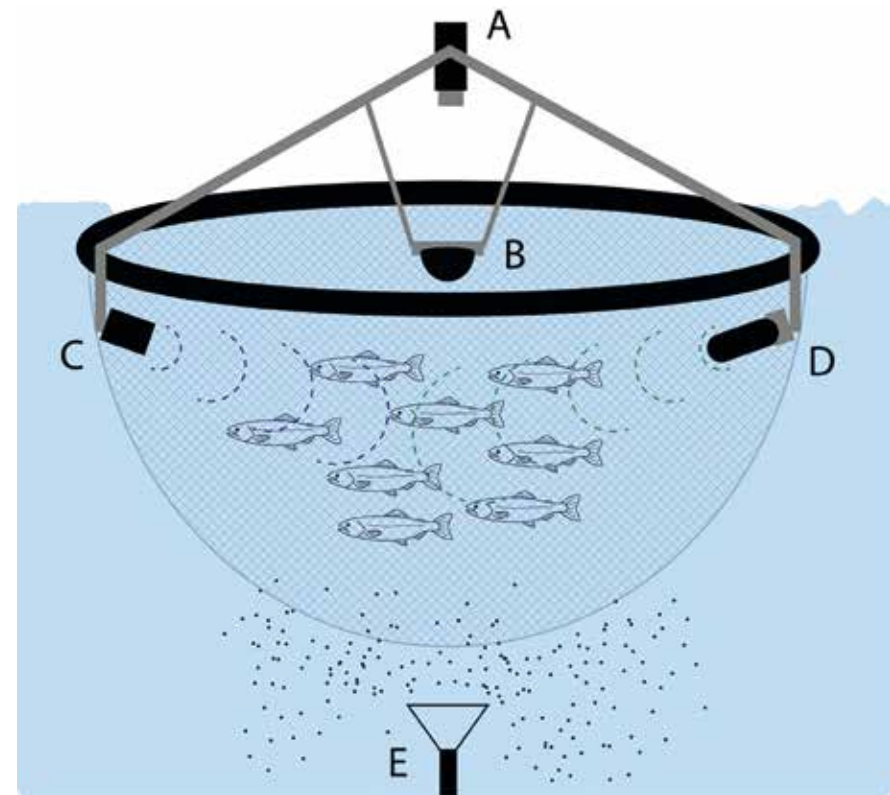
Polos mesmos motivos, a formulación considerada nos sistemas multitróficos (IMTA indoor e outdoor), que veremos máis adiante, parece ser a opción potencialmente máis sostible xa que, canto maior é a independencia dos policultivos respecto ao medio, maiores superficies de cultivo tamén se poden teoricamente alcanzar fronte ao monocultivo tradicional. Doutra banda, débese insistir na redución do emprego de antimicrobianos e antiparasitarios que poden ser un risco para os propios cultivos, o ecosistema receptor e a saúde humana (Ferreira et al., 2007; Burrige et al., 2010; Aaen et al., 2015; Jensen et al., 2017).

Unha forma de estimular a produción acuícola sustentable é baseala no comportamento animal e non só na experiencia desenvolvida, o que se coñece como **Piscicultura de precisión** (*Precision Fish Farming*, PFF). Esta aproximación susténtase no aproveitamento de novas tecnoloxías (hardware e software intelixente) e sensores para monitorizar de forma continua e detallada a fisioloxía e o comportamento dos organismos, é dicir, para mellorar as condicións de cultivo (Norton e Berckmans, 2018). Entre os obxectivos da PFF están: i) mellorar a precisión e a repetibilidade nas operacións de cría, ii) facilitar a monitorización da biomasa animal de maneira autónoma e continua, iii) proporcionar apoio á toma de decisións, iv) reducir as dependencias do traballo manual e as avaliacións subxectivas, e v) mellorar a seguridade do persoal. A través destes medios, considérase que a PFF mellorará a saúde e o benestar dos animais á vez que aumentará a produtividade, o rendemento e a sustentabilidade ambiental da acuicultura comercial intensiva. A modo de exemplo, a PFF aborda a resolución de problemas específicos da piscicultura relacionados coa vixilancia da biomasa, os parasitos e o amontoamento, o control da entrega de alimento (Fore et al., 2018).

A avaliación do ciclo de vida úsase amplamente para determinar a sustentabilidade dos sistemas produtivos. No caso particular da produción de alimentos considera diferentes indicadores, como a eficiencia no uso da enerxía (kilojulios utilizados por kg de carne producida), emisión de gases de efecto invernadoiro (CO<sub>2</sub> equivalente por kg producido), potencial de eutrofización (g de fosfato liberado por kg producido), uso da auga (litros por kg producido)



Representación circular da Piscicultura de precisión ( PFF) onde se considera que os procesos operativos constan de catro fases: Observar, Interpretar, Decidir e Actuar. O círculo interno representa o estado actual da industria, con accións e vixilancia manuais e interpretación e toma de decisións baseadas na experiencia. O círculo externo ilustra como a PFF pode contribuir ás diferentes fases. Tomado de Fore et al. (2018).



Exemplo de monitorización continua da biomasa, a taxa de inxestión, o movemento, o amontoamento, a tensión, as enfermidades e parasitos... dentro dunha unidade de produción piscícola. Tomado de Carballeira et al. (2021).

### Efectos sobre o medio

e uso do solo (m<sup>2</sup> por kg producido) (Abdou et al., 2007). Evidentemente a PFF mediará positivamente no valor destes indicadores e, en consecuencia, mellorará a sustentabilidade da piscicultura.

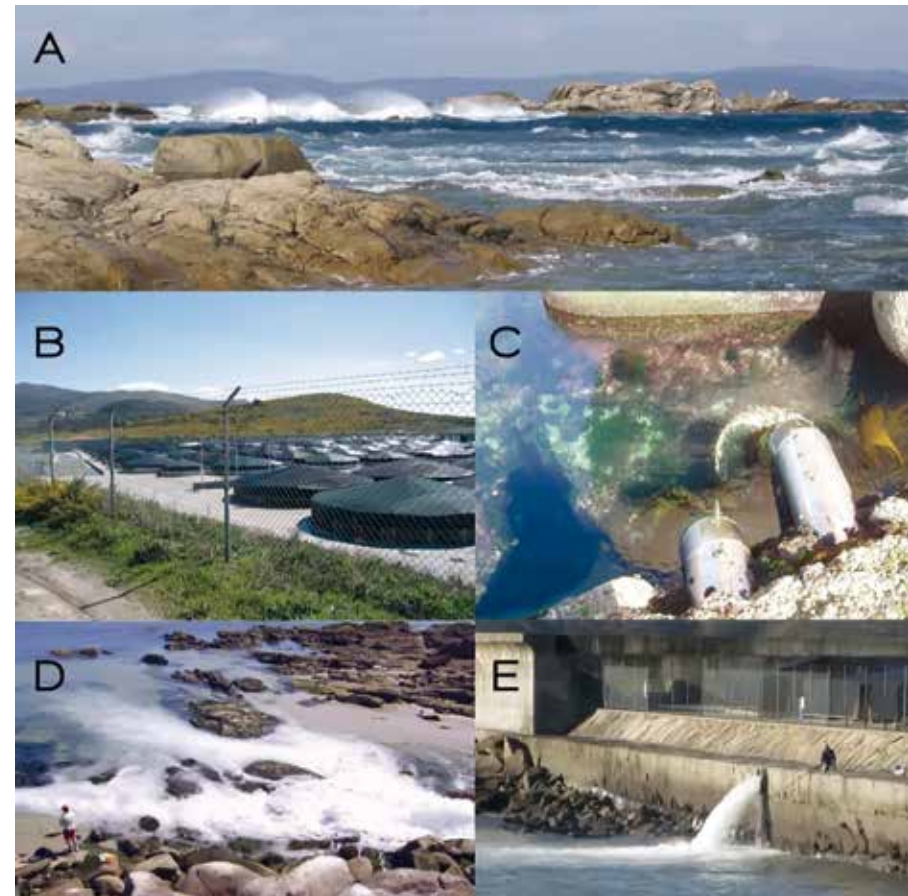
As avaliacións do impacto ambiental asociado a piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas céntranse primordialmente no sedimento, xa sexa para medir os niveis de contaminantes, a súa toxicidade ou a alteración das

comunidades bentónicas que o habitan. O sedimento é o compartimento do medio fundamental para ditos estudos polo seu efecto integrador, sendo a fracción máis utilizada para a súa análise a correspondente a limos e arxilas ( $\phi < 63 \mu\text{m}$ ) (Casado et al., 2006). Con todo, as granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral tenden a localizarse en costas expostas para garantir unha boa calidade da auga que bombeian, evitar a mestura das augas de entrada e de saída, e dispersar eficazmente as verteduras. O elevado hidrodinamismo destas localizacións impide a sedimentación das partículas finas de maneira que os fondos mariños onde estas granxas verten son, na súa maioría, fondos rochosos (bloques con areas e gravas) onde a porcentaxe de limos e arxilas é despreziable. Por este motivo, a aproximación sedimentaria clásica non é válida para os estudos de impacto da maioría destas granxas e é necesario utilizar outras matrices alternativas: o efluente, a columna de auga e os organismos bentónicos que habitan sobre sustratos duros inter e submareais nas inmediacións das granxas.

### Efectos sobre a calidade da auga

Os efectos potenciais da acuicultura sobre a calidade da auga son debidos principalmente á nitrificación, por ser o nitróxeno o principal factor limitante da produción primaria no medio mariño. Estes efectos están intimamente relacionados coa concentración de lípidos, a turbidez e a redución do osíxeno dispoñible. Con todo, os efectos poden ser mitigados mediante a óptima localización das granxas (costas altamente dispersivas) e melloras na formulación dos pensos e dos sistemas de alimentación, que permiten reducir significativamente a carga de nutrientes e o alcance dos efectos observables na columna de auga (Casado et al., 2006; Holmer et al., 2010). Por esta razón, os niveis de osíxeno en disolución non adoitan verse afectados (Sarà, 2007), chegando mesmo a ser maiores que os do medio natural pola achega extra procedente de sistemas de aireación ou de ozonización instalados nas granxas.

O principal efecto na columna de auga é un aumento da turbidez da auga, debida á elevada presenza de partículas en suspensión de gran tamaño



Fotografías das características do cultivo mariño intensivo en terra. A. Elevado hidrodinamismo. B. Tanques de cultivo. C. Toma de auga. D-E. Emisarios. (Carballeira et al., 2021).

(principalmente restos de alimento e feces), nas proximidades da vertedura podendo estenderse centenas de metros na dirección da corrente dominante, normalmente na dirección oposta á toma de auga. O elevado hi-



Os muxes e as anemones son especies consumidoras de sólidos orgánicos en suspensión. Adoitan abundar nas zonas afectadas pola vertedura, actuando como grandes limpadores e recicladores da materia orgánica liberada polas granxas mariñas. Ademais, as anemones son bos bioacumuladores de elementos traza e, sésiles, (facilmente mostrables e transplantables), o que facilita a biomonitorización, e en especial en ausencia de individuos nativos (biomonitorización activa).

Fotos: Anemones de J. Cremades; Muxes tomado de <https://foter.com>.

drodinamismo de zonas expostas resuspende as partículas, impedindo a sedimentación nas proximidades da granxa e a xeración zonas de depósito. Ademais, existen organismos oportunistas nas zonas directamente afectadas pola vertedura que se alimentan de gran parte do material particulado procedente da vertedura. A abundante presenza de organismos consumidores de material particulado, como muxes (*Mugil cephalus*), anémones (*Anemonia sulcata*), mexillóns (*Mytillus galloprovincialis*) ou cangrexos (*Carcinus maenas*), é común a todas as granxas galegas.

A presenza de partículas en suspensión non adoita representar problema algún en mar aberto, pero son especialmente perigosos os procedentes de granxas instaladas preto de hábitats sensibles como praderías de fanerógamas ou fondos coralinos, xa que a acumulación destas partículas pode asfíxialos (Hargrave, 2003; IUCN, 2007; Ruiz et al., 2001).

## Efectos sobre as características xeoquímicas do sedimento

Os procesos bioxeoquímicos dependen en gran medida das características hidrodinámicas da zona xa que condicionan o tipo de sedimento que se atopa preto do emisario (Wildish et al., 2004). A acumulación de materia orgánica no sedimento, por un exceso de produción fronte á capacidade dispersiva do medio, incrementa a actividade biolóxica, diminúe o osíxeno, crea condicións redutoras e incrementa a formación de sulfuros e a presenza de gas metano. Con todo, os sedimentos de sitios erosivos ou dispersivos como os tratados nesta guía están dominados pola fracción grosa e son pobres en materia orgánica. Isto dificulta dun xeito importante os estudos relacionados co sedimento xa que a fracción útil comunmente empregada é aquela cuxo diámetro das partículas é inferior a 63 $\mu$ m.

En resumo, a común ausencia de sedimentos finos na área de influencia das granxas instaladas en terra reduce a probabilidade de alteración das características xeoquímicas do medio bentónico.

## Efectos sobre organismos e comunidades

### Efectos sobre os produtores primarios e os descompoñedores

As algas mariñas son importantes para manter a biodiversidade local pois alimentan e proporcionan un hábitat esencial para unha grande variedade de epibiontes, desde organismos microscópicos a macroinvertebrados. Con todo, a estimulación da produción primaria (planctónica ou bentónica) en exceso pode eutrofizar o medio ata acadar niveis de degradación insostibles, que son máis frecuentes en áreas costeiras pouco profundas (Smetacek e Zingone 2013).

Diferentes investigadores (Honkanen e Helminen, 2000; Modica et al., 2006; Navarro et al., 2008; Nordvang e Johansson, 2002) observaron incrementos de nutrientes e dos niveis de **clorofila-a (Chla) fitoplanctónica** na contorna de gaiolas mariñas dependendo a súa intensidade das condicións hidroló-

xicas locais, aínda que en ningún caso se observaron efectos adversos. En ambientes dispersivos, o aumento significativo de nutrientes no efluente, sobre todo inmediatamente despois dos períodos de alimentación, non debería ser un problema debido a que a rápida dilución e dispersión non permite detectar picos nos niveis de nutrientes ou nos niveis de clorofila-a na auga receptora (Pitta et al., 1998; 2005; 2006). A vixilancia ambiental do potencial efecto das granxas sobre procesos planctónicos (v.g. incremento de biomasa, alteración da composición específica) debe ser contemplada cunha perspectiva máis ampla e a unha escala xeográfica maior, o que incrementa a súa complexidade debido ás interaccións con outras causas de orixe natural e antrópico (Sarà, 2007).

Piriz et al. (2002) estudaron as tendencias do impacto antropoxénico ao longo dunha ampla zona costeira sobre a composición das mareas verdes (*arribazóns*). Nos anos 1990 s observaron unha sucesión da dominancia no sentido *Codium* spp. → *Ulva* spp. → *Undaria pinnatifida*, acompañada dunha diminución significativa da biomasa de *Gracilaria gracilis* e *Macrocystis pyrifera*. O aumento das especies oportunistas como *Ulva* spp. está relacionado cun subministro continuo de augas residuais mentres que o predominio de *U. pinnatifida* parece estar asociado con actividades portuarias. A escala local, os efectos tróficos dos verteduras tamén poden alterar a composición das comunidades de **produtores primarios bentónicos**, máxime se se localizan ao longo da zona intermareal inmediata ao emisario, onde a concentración de nutrientes é maior pola súa menor profundidade e capacidade dispersiva do medio. Temporalmente a situación podería agravarse con calmas prolongadas ou de vento constante cara á costa. Carballeira (2013) comprobou que o enriquecemento trófico producido polas verteduras nas inmediacións do emisario da maioría das granxas acuícolas estudadas altera a composición das fitocomunidades, favorecendo a abundancia de algas clorofíceas (verdes), como *Ulva* spp. e *Codium fragile*. Paralelamente, detectan a diminución ou ausencia de macroalgas feófitas (algas pardas), principalmente do xénero *Fucus*, o cal pode ser debido ao desprazamento polas oportunistas ou por unha maior sensibilidade aos desinfectantes de uso cotiá nas piscifactorías terrestres (Rajagopal et al., 2012).

Un amplo grupo de expertos investigaron os posibles efectos das actividades acuícolas sobre os parques de cultivo de moluscos bivalvos e observaron cambios nos indicadores de enriquecemento orgánico do sedimento e nos de eutrofización, baseados en macroalgas, as cales exhibiron un aumento significativo do sinal isotópico estable de nitróxeno (*pegada dactilar de nutrientes*) e da biomasa coa aproximación ás piscifactorías (Sutherland et al., 2019).

A figura 3.1 esquematiza as diferentes respostas dos produtores primarios mariños á carga de nutrientes, fundamentalmente debido ao nitróxeno por ser factor limitador por excelencia no medio mariño. En moitas áreas costeiras superficiais con achegas baixas de nutrientes, dominan as fanerógamas mariñas, grazas á súa capacidade de absorber nutrientes do sedimento. Neste caso o factor limitador máis importante para o seu desenvolvemento é a luz. Por estes motivos débense considerar como hábitats de especial protección xa que son moi sensibles ao aumento da turbidez e á sedimentación de partículas xeradas polos cultivos. Pola contra, o crecemento do fitoplancto e das macroalgas está máis limitado pola presenza de nutrientes. Deste xeito, o fitoplancto con cargas altas de nutrientes é o produtor primario

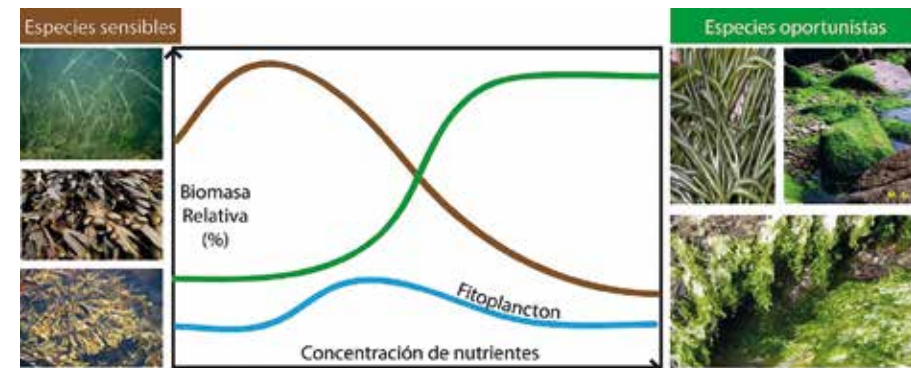


Figura 3.1. Diferente resposta dos produtores primarios mariños á carga de nutrientes en augas pouco profundas (Purvaja et al., 2018).

dominante, pero como o tempo de residencia hídrica é baixo, o fitoplancton é desprazado do sistema antes de que prolifere ata extremos prexudiciais. Nestes casos as macroalgas, especialmente as algas verdes oportunistas, son as dominantes, desprazando ás fanerógamas por competencia do nitróxeno e da luz.

Ademais do efecto tóxico-trófico directo que as verteduras poden exercer sobre os produtores primarios é necesario contemplar o efecto indirecto sobre o **reciclado de nutrientes**. Os depósitos de fitodetritos supoñen un fluxo importante de nutrientes e enerxía nas zonas inter e submareais, onde os produtores primarios dependen da súa mineralización. Doutra banda, a macro e meiofauna dependen da cantidade de detritos dispoñibles e da súa composición específica (Piriz et al., 2003). A composición dos cúmulos algais varía estacionalmente, pois depende do balance de entrada e de saída das especies transportadas polas mareas, das diferentes taxas de descomposición específica e das preferencias específicas dos detritívoros consumidores dos devanditos depósitos. Desde unha perspectiva xeral no proceso de **descomposición de fitodetritos** interveñen factores físicos (corrente, ondada, radiación, floculación, sedimentación, lixiviación) e biolóxicos (descomposición microbiana, fragmentación e consumo por detritívoros). Esta descomposición provoca unha redución dos niveis de osíxeno disolto e o aumento de nutrientes no medio, como N, P e K, que volven estar biodispoñibles. Mews et al. (2006) estudan o proceso de descomposición de especies de macroalgas e fanerógamas mariñas (*Nereocystis luetkeana*, *Macrocystis integrifolia*, *Fucus* spp., *Ulva* spp. e *Phyllospadix* spp.) mediante a técnica da bolsa de follaxe (*litter bag*) en catro praias de Vancouver (Canadá). Utilizan dous tipos de poro de malla para poder segregar as perdas de biomasa debidas a lixiviación e descomposición microbiana da fragmentación e consumo causado por detritívoros. Atopan que a perda de biomasa, en 24 h, por lixiviación e descomposición microbiana foi moi variable entre especies, movéndose de 0 a 10 % en especies do xénero *Fucus* ata un 60 a 90 % de *N. luetkeana*. Coa intervención dos detritívoros, a perda de biomasa chega ao 100 % en *N. luetkeana*, *M. integrifolia* e *Ulva* spp. Consideran que as diferenzas observadas na taxa de descomposición do fitodetrito poden ser debidas á súa composición química (relación C/N ou o contido en alginatos,

compostos fenólicos, lignina e celulosa) porque determina a diferente dixibilidade do material ou a actividade inhibidora da colonización microbiana. Con todo, os resultados obtidos foron moi contradictorios polo que é necesario profundar no estudo do papel que desempeñan os microorganismos e os macroinvertebrados nos fluxos de nutrientes do ecotono mariño.

Se a taxa de descomposición é moi inferior á taxa de produción ou chegada de biomasa pódense producir proliferacións de macroalgas (mareas verdes), sobre todo nas estacións equinocciais. Os cúmulo de algas en praias (arribazóns) favorecen a aparición de especies como o gasterópodo *Hydrobia ulvae*, mentres que outras poden saír prexudicadas por afogamento, como os bivalvos comerciais ameixas e berberechos (*Tapes decussatus*, *Venerupis corrugata*, *Cerastoderma edule*). Os arribazóns tamén poden afectar ás poboacións de aves limícolas ao impedir, as capas de algas depositadas, o acceso ao alimento das capas inferiores. Problemas estéticos derivados da acumulación de macroalgas e os malos cheiros xerados na súa descomposición impactan negativamente sobre o sector turístico. Para aliviar o problema, as algas deberían ser recollidas e levadas a vertedoiros controlados ou ser usadas como abono terrestre, xa que son unha fonte importante de nitróxeno e fósforo (Villares et al., 2007, 2016).

## Efectos sobre as comunidades bentónicas

Os cambios fisicoquímicos da columna de auga, debidos ao enriquecemento orgánico (residuos disoltos e particulados) ou á exposición crónica a baixas concentracións de determinados produtos químicos utilizados no cultivo, poden alterar a composición e a estrutura da fauna bentónica. O aumento da produtividade primaria (macroalgas bentónicas e microfitobentos), estimulada polo enriquecemento en nutrientes (fundamentalmente N biodisponible), tamén beneficia a dominancia de invertebrados oportunistas depositívoros, como os poliquetos nereidos. Estes organismos son considerados “enxeñeiros do ecosistema” xa que mediante procesos de bioturbación son capaces de modificar o ciclo de nutrientes e as características dos sedimentos; mesmo o seu aumento pode chegar a reducir a estabilidade dos sedimentos, favorecer a súa erosión (Kristensen et al., 2013; Abersson et al., 2016) e



As verteduras ricas en nutrientes estimulan o crecemento dando lugar a acúmulos algais (mareas verdes ou arribazóns) que asfixian á infauna invertebrada (moluscos), condicionan a alimentación normal de aves limícolas, diminúen a calidade estética e de recreo. A recolección das algas das zonas afectadas supón un alto custo de mantemento que pode ser emendado en parte utilizándoo como abono.

afectar ás redes alimentarias de peixes e de aves residentes e migratorias. (Armitage et al., 2003; Philippart et al., 2007; Bocher et al., 2014).

Tense demostrado en numerosas ocasións que a abundancia de biomasa, riqueza e diversidade específica da macrofauna bentónica están inversamente relacionadas coa distancia a granxas acuícolas (Borja et al., 2009).

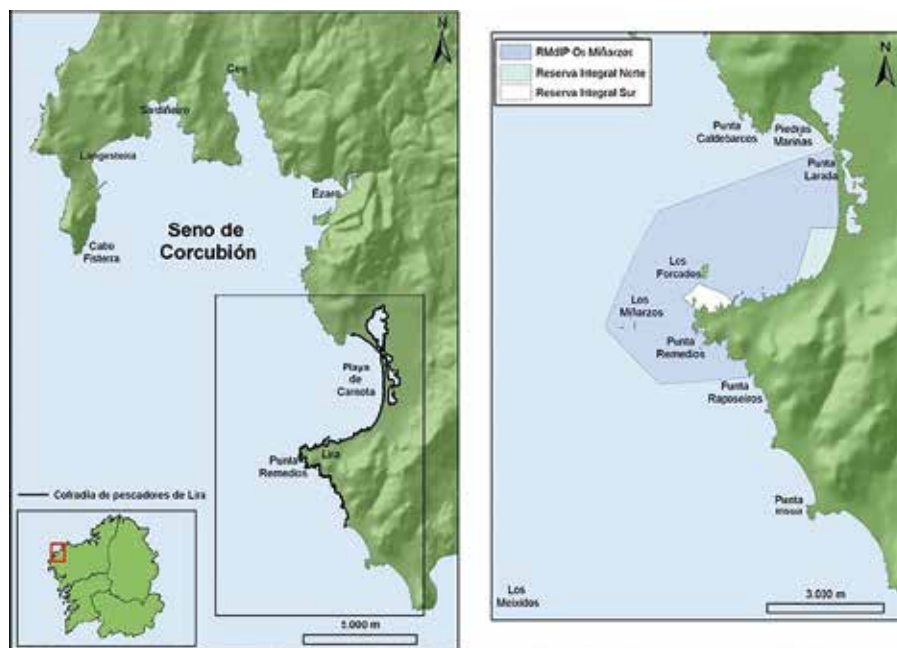
Tradicional e historicamente, as ferramentas máis utilizadas para avaliar cambios na integridade ecolóxica do ecosistema receptor baséanse en cambios na composición e estrutura das comunidades afectadas; incremento de especies oportunistas, redución de especies sensibles ou en cambios

das comunidades de invertebrados da infauna, mediante a construción de índices biocenóticos (Borja et al., 2009; Cromey et al., 2012). Outras aproximacións técnicas como a análise frecuencial e a construción de perfís ecolóxicos permiten poñer en evidencia e de maneira precisa en que medida os cambios das características xeoquímicas do sedimento afectan ou condicionan a presenza e distribución das especies que os habitan. Deste xeito, Carballeira et al. (2011e; 2012a) seleccionaron as variables xeoquímicas do sedimento e determinaron os limiares indicadores de perturbación da infauna bentónica afectada por piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas en mar aberto.

Con todo, a práctica inexistencia de substratos brandos nas costas expostas onde se instalan as granxas intensivas obriga a centrar a vixilancia nas comunidades bentónicas instaladas sobre os substratos duros, sobre todo as localizadas na franxa intermareal, por ser máis fáciles de estudar e potencialmente as máis impactadas debido á disposición en superficie dos emisarios das granxas. Comparado cos substratos brandos, a cuantificación das poboacións en superficies tan alambicadas e heteroxéneas como a intermareal rochosa é moito máis complexa e difícil. Neste caso, a alteración da integridade ecolóxica pode ser correctamente avaliada mediante vías alternativas, como as baseadas na caracterización do estado vital de organismos (nativos ou transplantados) ou no estudio das comunidades colonizadoras de sustratos artificiais (Carballeira et al., 2011b; 2011e).

## Efectos sobre os hábitats sensibles

En xeral, baixo as granxas *offshore* localízanse fondos brandos, pero tamén se poden atopar fondos rochosos que é necesario vixiar. Pola contra, no caso de granxas mariñas instaladas en terra, na zona litoral os **fondos rochosos** poden ter gran relevancia pois é moito máis probable atopalos a pouca distancia dos emisarios. As técnicas de vixilancia para este tipo de hábitats están menos desenvoltas e adoitan ser singulares dependendo do tipo de poboacións ou comunidades que os habitan. Así, as praderías de fanerógamas ou os fondos de maërl son moi sensibles á deposición de residuos,



**Figura 3.2.** Localización da primeira Reserva de Interese Pesqueiro creada no 2007 na costa atlántica da península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña). Tomado de <http://maraoxeito.blogspot.com.es/2012/03/os-minarzos-royal.html> (14/02/2017).

á turbidez e ao enriquecemento de nutrientes, por iso, non é aconsellable instalar granxas preto destes hábitats polas consecuencias negativas que poden carrexar a medio-longo prazo.

Os fondos de sedimentos constituídos pola acumulación de talos de algas vermellas calcáreas (Coralináceas e Peysoneliáceas) libres e arbusculares, son coñecidos como *maërl*. Estes fondos de algas vermellas coralinas, son hábitats que gozan de protección na UE (Barbeira et al., 2003) e son relativamente comúns nas nosas costas (Pena, 2010; Pena e Bárbara, 2007; 2008a; 2008 b; 2009; 2010a; 2010 b). A cobertura de maërl vivo pode ser

reducida significativamente polos residuos das granxas mesmo a distancias considerables, xa que leves incrementos das concentracións medias de nutrientes ou de sólidos en suspensión son suficientes para producilles danos (Borg et al., 2011; Hall-Spencer et al., 2006; Huntington et al., 2006; Wilding, 2011).

Os efectos das piscifactorías mariñas sobre as *pradeiras de fanerógamas* (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*) foron amplamente estudados no mediterráneo pola súa abundancia, por ser hábitats moi sensibles e por gozar dun alto nivel de protección. O incremento da dispoñibilidade de nutrientes e dos sólidos en suspensión pode afectar seriamente a este tipo de praderías (Apostolaki et al., 2007; Dolenc et al., 2006; Terlizzi et al., 2010). Para minimizar o impacto é necesario instalar as granxas o máis lonxe posible destes ecosistemas sensibles, posto que se chegou a detectar a súa influencia incluso a 3 km de distancia (Ruiz et al., 2010).

Aínda que existe unha fanerógama mariña, *Ruppia maritima*, cunha distribución moi restrinxida nas nosas costas, en Galicia soamente atopamos zosterais, praderías de *Zostera* mariña e *Z. noltei*, que se localizan desde a internereal ata uns 3 m de profundidade en zonas pouco expostas, polo que dificilmente se verán influenciadas polas piscifactorías mariñas instaladas en terra (Cacabelos et al., 2015a; 2015b). En todo caso aínda que a magnitude da resposta pode variar entre especies, as causas principais que conducen á súa degradación son as mesmas (atenuación da luz incidente por turbidez, hipersedimentación, epifitismo...) e o principal efecto é a perda progresiva da superficie da pradería, previa diminución do tamaño e da densidade dos feixes.

O grao de exposición das praderías de fanerógamas mariñas a efluentes urbanos ou de granxas piscícolas pode evidenciarse mediante a medida de isótopos estables ( Lepoint et al., 2004; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008), que poden ser utilizados como marcadores do grao de alteración observado. Deste xeito comprobouse que o alcance espacial dos residuos disoltos pode ser da orde de quilómetros, aínda que a esas distancias non se observaron alteracións na estrutura e dinámica poboacional da pradería (Aguado-Giménez et al., 2007b; Ruiz et al., 2010), pero ata os 1000 m de-



tectáronse efectos perniciosos destes sobre a taxa de crecemento (Marbá et al., 2006).

O interés biolóxico e económico das **costas sedimentarias** ou praias reside no seu uso como áreas recreativas e de explotación de recursos comerciais, ámbolos dous con especial significado en Galicia. As praias galegas presentan gran diversidade de hábitats, en función da profundidade, tipo de sedimento e exposición á ondada. As zonas inferiores das praias caracterízanse pola presenza de numerosas especies de macrofauna mariña pertencentes aos grupos de poliquetos, crustáceos e fundamentalmente moluscos. Nos areas intermareais e submareais pouco profundos de Galicia atópanse especies de alto valor comercial, como os moluscos das familias *Veneridae* e *Cardiidae* en praias protexidas, e da familia *Donacidae* en praias expostas. Por todo iso, son hábitats que deben estar suxeitos a maior vixilancia ambiental, tanto polos va-



Pradaría dominada por *Zostera noltii*. Foto: J. Cremades.



É común observar pescadores de cana nas proximidades dos emisarios das granxas. Carballeira et al. (2021).

lores estéticos (olores, residuos...) como polas especies protexidas e comerciais.

Resumindo, unha planificación e selección do sitio correcto unido a un procedemento de avaliación do impacto ambiental adecuado, debería deixar a estes hábitats sensibles á marxe da influencia dos cultivos. En todo caso, a existencia de hábitats con algunha figura de protección e que pola súa proximidade estean expostos a un impacto potencial conduciría automaticamente á implementación dun dispositivo específico de monitorización. A administración competente sería a encargada de establecer o tipo de vixilancia e ditaminar quen sería o responsable do seguimento.

## Efectos sobre as poboacións de peixes e aves

As granxas mariñas exercen un forte atractivo sobre todo para determinadas especies de peixes e aves. Pódense considerar dispositivos de agregación de peixes (*fish aggregation devices*, FAD) ao aumentar significativamente o tamaño de determinadas poboacións na súa contorna (Dempster et al., 2005; Grigorakis y Rigos, 2011; IUCN, 2007; Machias et al., 2004, 2005). Desde esta perspectiva as granxas poderían afectar positivamente a algunhas poboacións de peixes silvestres poden minimizar o impacto das granxas, ao reducir a carga contaminante a través do consumo de parte da carga orgánica liberada (Katz et al., 2002; Vita et al., 2004).



A cuberta permanente dos tanques de cultivo evita a depredación de peixes ou a introdución de patóxenos polas aves.

O aumento das poboacións de peixes silvestres preto dos emisarios pode ser un aliciente para a pesca recreativa ou artesanal. Con todo, o consumo humano de peixes silvestres alimentados de xeito inadecuado (v.g. a partir de restos de penso medicado das verteduras) e sen a co-rentena que debe terse en conta, débese regular a pesca nas inmediacións das granxas por razóns de saúde pública. Existen tamén razóns ecolóxicas que esixen a limitación da pesca na contorna das granxas. Ao ser súper-atractores, a extracción sen control de peixes na contorna inmediata repercute nunha área moito máis ampla, pois a medida que se reducen as poboacións próximas ao emisario se provoca un baleiro ecolóxico que atrae ás poboacións veciñas e así sucesivamente.

Pola contra, se se evitara a extracción na contorna das granxas, deseñando áreas de protección en función da carga e da dirección de dispersión dos residuos, conseguiríase evitar problemas sanitarios potenciais e que as granxas actúen como puntos de exportación, por aumento da densidade e a competencia entre as poboacións atraídas, axudando á recolonización ou reposición de áreas lindeiras sobreexplotadas. Un exemplo, é o caso de Os Miñarzos (figura 3.2), a primeira Reserva de Interese Pesqueiro creada no 2007 (DOG núm. 188, do 08.05.2007) na costa atlántica da península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña) (Pérez de Oliveira, 2013; Fernández-Vidal e Muíño, 2014). O principal obxectivo da reserva é a recuperación e conservación das poboacións de especies explotadas, mellorando a sustentabilidade do ecosistema mariño, onde é doado observar densidades elevadas de diferentes especies de muxes, lábridos ou espáridos no entorno da piscifactoría mariña instalada en terra que verte dentro da reserva.

En canto ao posible impacto debido a fugas accidentais de peixes deste tipo de instalacións é desprezable fronte ás de granxas instaladas en gaiolas. Tamén é practicamente nula a atracción de aves acuáticas, esencialmente gaviotas e corvos mariños, debido a que os tanques de cultivo están cubertos permanentemente, o que evita a depredación de peixes cultivados ou a introdución de patóxenos (v.g. vía feces) nas instalacións.

## Efectos dos compostos químicos manexados en maricultura

Os estudos sobre o impacto das piscifactorías mariñas céntranse no efecto dos residuos orgánicos (disoltos, coloides ou particulados) pero existen outros tipos de impactos, menos coñecidos pero que é necesario vixiar, como son os derivados do uso de compostos químicos. O uso de produtos químicos en maricultura está amplamente recoñecido (FAO, 2010; GESAMP, 1997) sobre todo nos cultivos intensivos. O principal problema dos produtos químicos usados en acuicultura reside na escasa información dispoñible e falta de control do seu emprego. De todos os produtos é importante destacar os antibióticos, os desinfectantes e os anti-incrustantes (antifouling) polas cantidades usadas, o modo de administralas, pola súa toxicidade directa ou das substancias derivadas deles. Afortunadamente, cada vez é menor o uso de antibióticos e doutros compostos perigosos, grazas ao desenvolvemento de vacinas, probióticos e alternativas naturais aos anti-incrustantes (Bondie y Wolf, 2013; Gatesoupe, 2000; Rodgers, 2009).

En Europa están permitidos oito *antibióticos*: Amoxicilina, Florfenicol, Flumequina, Acido oxolínico, Oxitetraciclina, Sarafloxacina, Sulfadiazina e Trimetoprima. A cantidade de antibióticos liberada ao medio depende da técnica de subministración utilizada: adición ao alimento, inxección ou inmersión. O incorrecto aproveitamento dos antibióticos supón importantes perdas económicas para as empresas acuícolas e aumenta as cantidades liberadas ao medio. Aínda así, estímase que máis do 75 % dos antibióticos administrados a peixes cultivados en gaiolas son liberados ao medio, onde a súa persistencia é moi variable dependendo do tipo de antibiótico, das condicións ambientais e da matriz na que se atope (Armstrong et al., 2005; Lalumera et al., 2004). Os antibióticos son excretados sen ser metabolizados ou son liberados como metabolitos activos que poden provocar a aparición de patóxicos resistentes (Sorum e L' Abée- Lund, 2002). Observouse desenvolvemento de resistencias bacterianas e alteracións da comunidade bacteriana do sedimento, efectos sobre produtores primarios e sobre consumidores. Estes efectos varían en función do tipo de antibiótico, as súas mesturas e interaccións, das características do medio, do grao e tempo de exposición, da especie receptora, etc. En consecuencia, é necesario seguir investigando

para protexer o medio e a saúde humana dos produtos químicos, estudar a acumulación de antibióticos (en peixes cultivados e outros organismos, incluídos o home), os efectos potenciais derivados da exposición dos traballadores ao manipular os antibióticos durante a preparación e distribución do alimento... Para poder establecer un plan de vixilancia global primeiro hai que obter información e deseñar un plan de vixilancia específico para cada escenario singular (Burrige et al., 2010).

Os **desinfectantes e compostos terapéuticos**, usados para o tratamento ou prevención de parasitos, virus, fungos e infeccións bacterianas, poden ser administrados no alimento ou tamén por inmersión. Entre os compostos máis comunmente utilizados están: desinfectantes (v.g. iodóforos, derivados clorados) utilizados na desinfección da auga, de estruturas e maquinaria; peróxido de hidróxeno e formalina, para o tratamento de parasitos externos, bacterias e fungos; e insecticidas (v.g. benzoato de emamectina, teflubenzuron, ivermectina, azametifos).

A utilización destes compostos supón un risco ambiental porque en parte poden ser liberados ao medio directamente. A súa persistencia é moi variable desde horas na auga a meses no sedimento, dependendo de factores ambientais como temperatura, pH, osíxeno disolto, intensidade lumínica, actividade microbiolóxica... (Gräslund e Bengtsson, 2001; Telfer et al., 2006). Unha vez no medio, poden producir efectos tóxicos a especies planctónicas e bentónicas, afectando especialmente á flora bacteriana (principais responsables da mineralización de carbono orgánico) e aos organismos asociados a esta, v.g. esponxas mariñas (Beveridge, 2004; Burrige et al., 2010; Haya et al., 2001; 2005; Schmidt et al., 2006).

Os compostos **antiincrustantes** (*antifouling*) aplicáronse a estruturas (v.g. emisarios) para impedir a colonización de superficies mergulladas por organismos mariños. Os anti-incrustantes son tóxicos que poden actuar sobre organismos non diana (Burrige et al., 2010; IUCN, 2007). Debido ao seu alto perigo algúns compostos como o tributilestaño (TBT), xunto cos seus derivados, foron prohibidos pola Organización Marítima Internacional (IMO). Actualmente os anti-incrustantes baseados no cobre son os máis utilizados

a pesar de que seguen sendo tóxicos para diversidade de organismos, pero supoñen un risco menor, especialmente nos cultivos en terra (Nash et al., 2005; Nehring, 2001).

Nos pensos utilizados en acuicultura pódense atopar trazas de diferentes metais e metaloides, aínda que algúns tamén forman parte doutros compostos, como antibióticos e anti-incrustantes. En xeral, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb son os elementos comunmente relacionados coas prácticas acuícolas (Abebe et al., 2004; Dean et al., 2007; Rey-Asensio et al., 2010; NOFIMA, 2016). Con todo, non se atoparon bioacumulacións significativas en macroalgas expostas ás verteduras de granxas mariñas instaladas en terra no litoral galego (Carballeira, 2013; Rey-Asensio et al., 2010). Igualmente, Sutherland et al. (2019) estudan o efecto das actividades acuícolas sobre os parques de cultivo de moluscos bivalvos e atopan no sedimento que as concentracións de Zn e Cu, elementos utilizados como marcadores específicos da acuicultura derivados da composición do alimento e de substancias *antifouling*, non superaron o nivel de fondo normal. Tampouco observaron cambios no índice de condición dos bivalvos dominantes.

Ademais de metais e metaloides, nos sedimentos baixo gaiolas detectáronse outros tipos de contaminantes a niveis traza (v.g. PAH, PCB, dioxinas, DDT), sendo considerados os seus potenciais efectos de forma moi variable, desde desprezables a moi serios (Phillips, 2005; NOFIMA, 2016).

A diversa natureza química destes compostos, as dificultades analíticas en matrices biolóxicas, o descoñecemento da súa ecotoxicidade sobre todo en mesturas complexas, a interacción cos factores ambientais e a variedade de especies que poden ser potencialmente afectadas dificultan a avaliación do risco ambiental que o seu uso supón. A cuestión pódese complicar máis se consideramos efectos indirectos moi sutís, como o caso comentado antes sobre a perturbación das esponxas a traves da flora bacteriana asociada dalgúns especies. Con todo, nalgúns estudos expónse a posibilidade de cultivos multitróficos debido ao maior crecemento de certas esponxas na contorna de gaiolas mariñas, sendo parte do *fouling* que coloniza as estruturas (Baquiran e Conaco, 2018; Gokalp et al., 2019). Outro exemplo dánnolo

as algas mariñas, como as *Ulveas*, que son importantes para manter a biodiversidade local e que albergan unha rica diversidade de bacterias epífitas con funcións reguladoras do seu crecemento e desenvolvemento morfolóxico. A asociación do microbioma coa alga dá lugar a un holobionte do que depende a súa capacidade competitiva. Os contaminantes poderían alterar os sinais apropiados derivados das bacterias e converter células xerminais das algas en colonias de células indiferenciadas anormais. Con todo, tamén pode ocorrer o contrario, como que os insumos dun sistema piscícola son capaces de restaurar completamente o crecemento normal e a morfoloxía da macroalga (Ghaderiardakani et al., 2019).

Para coñecer con precisión a magnitude dos efectos dos efluentes sería necesario expoñer a realización de investigacións profundas dentro de plans de vixilancia específicos para cada escenario. Mentres tanto, a forma máis eficaz de evitar ou minimizar riscos consiste en levar a cabo unha adecuada formación dos piscicultores e facer o mellor uso posible deste tipo de compostos (Costello et al., 2001).

## Bibliografía

- Abdou, K., Aubin, J., Romdhane, M.S., Loch, F., Lasram, F.B.R. 2017. Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. *Aquaculture* 471: 204-212.
- Abebe, E., Grizzle, R.E., Hope, D., Thomas, W.K. 2004. Nematode diversity in the Gulf of Maine, USA, and a Web-accessible, relational database. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 1159-1167.
- Aberson, M.J.R., Bolam, S.G., Hughes R.G. 2016. The effect of sewage pollution on the feeding behaviour and diet of Hediste (*Nereis diversicolor* (O.F. Müller, 1776)) in three estuaries in south-east England, with implications for saltmarsh erosion. *Marine Pollution Bulletin* 105: 150–160.
- Aaen, S.M., Helgesen, K.O., Bakke, M.J., Kaur, K., Horsberg, T.E. 2015. Drug resistance in sea lice: a threat to salmonid aquaculture. *Trends in Parasitology* 31(2): 72-81.
- Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2007. Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75: 408-416.
- Armitage, M.J.S., Austin, G.E., Ravenscroft, N.O.M., Rehfish, M.M. 2003. Towards Determining the Causes of Declines in Waterbird Numbers on the Stour and Orwell Estuaries SPA. BTO Research Report 338. British Trust for Ornithology, Thetford, Norfolk.
- Ayers, N.W., Tyedmers P. 2008. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production* 17: 362-373.
- Beveridge, M. 2004. *Cage Aquaculture*. 3<sup>rd</sup> Ed. Wiley-Blackwell Pbl. pp.380.
- Baquiran, J.I.P., Conaco, C. 2018. Sponge-microbe Partnerships Are Stable Under Eutrophication Pressure From Mariculture. *Marine Pollution Bulletin* 136: 125-134.
- Barbera, C., Bordehore, C., Borg, J.A., Glémarec, M., Grall, J., Hall-Spencer, J.M., de la Huz, C., Lanfranco, E., Lastra, M., Moore, P.G., Mora, J., Pita, M.E., Ramos- Esplá, A.A., Rizzo, M., Sánchez-Mata, A., Seva, A., Schembri, P.J., Valle, C. 2003. Conservation and management of Northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 65-76.
- Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P. 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. *Journal of Sea Research* 92: 115–124.
- Bondie, M., Wolf, A. 2013. Planning for sustainable aquaculture tilapia farming in the United States, China and Honduras University of Illinois at Chicago, Chicago, pp. 39.
- Borg, J.A., Crosetti, D., Massa, F. 2011. Site selection and carrying capacity in Mediterranean marine aquaculture: key issues (wgsc-shocmed) Rome, pp. 180.
- Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D. 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293: 231-240.

- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Cabaço, S., Machas, R., Vieira, V., Santos, R. 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 1-13.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Sánchez, J., Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J., Bárbara, I. 2015a. Praderas de angiospermas marinas: Galicia. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 488-529. <http://www.ieo.es/web/ieo/atlas-praderas-marinas>.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Bárbara, I., García, V., Cremades, J., Garmendia, J.M., Puente, A., Recio, M., Ondiviela, B. 2015b. Las praderas marinas de España: una visión general. Cuadro temático 1. La biodiversidad de las praderas españolas, Atlántico norte. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 87-91 <http://www.ieo.es/web/ieo/atlas-praderas-marinas>.
- Cantas, I.B., Yildirim, O. 2019. Reducing the impact of feeds on the environment in sustainable. *Aquaculture Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 36(1): 87-97.
- Cao, L., Wang, W., Yang, Y., Yang, C., Yuan, C., Xiong, Z., Diana, J. 2007. Environmental Impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. *Environmental Science and Pollution Research* 14(7): 452-462.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking  $\delta^{15}\text{N}$  and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2633–2641.
- Carballeira, A., Teixeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.
- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-jerez, P., Teixeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (ed) *Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV*. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C.B., Cerbule, K., Senff, P., Stolz, I.K. 2021. Towards Environmental sustainability in marine finfish aquaculture. *Frontiers in Marine Science* 8: 6666662.
- Casado, C. 2006. Caracterización de material de dragado optimizando un método integrado de evaluación de la calidad ambiental. Chemistry-Physics PhD. University of Cadiz, Cádiz, pp. 346.
- Costello, M.J., Grant, A., Davies, I.M., Cecchini, S., Papoutsoglou, S., Quigley, D., Saroglia, M. 2001. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. *Journal of Applied Ichthyology* 17: 173-180.
- Cripps, S.J., Bergheim, A. 2000. Solids management and removal for intensive land- based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22: 33-56.

- Cromey, C., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K., Kögeler, J., Karakassis, I. 2012. MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 157-176.
- Dean, R.J., Shimmield, T.M., Black, K.D. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution* 145: 84-95.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R.J. 2005. Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Marine Ecology Progress Series* 304: 15-29.
- Dolenec, T., Lojen, S., Lambasa, S., Dolenec, M. 2006. Effects of fish farm loading on sea grass *Posidonia oceanica* at Vrgada Island (Central Adriatic): a nitrogen stable isotope study. *Isotopes in Environmental Health Studies* 42: 77-85.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, pp. 218.
- Fernández-Vidal, D., Muiño, R. 2014. Fact or fiction? Assessing governance and co-management of Marine Reserves of Fishing Interest in Cedeira and Lira (NW Spain). *Marine Policy* 47: 15-22.
- Ferreira, C.S.F., Nunes, B.A., Henriques-Almeida, J.M. 2007. Acute toxicity of oxytetracycline and florfenicol to the microalgae *Tetraselmis chuii* and to the crustacean *Artemia parthenogenetica*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67(3):452-458.
- Fore, M., Frank, K., Norton, T., Svendsen E., Alfredsen, A., Dempster, T., Eguiraun, H., Watson, W., Stahl, A., Sunde, L.M., Schellewald, C., Skøien, K., Alver, M.O., Berckmans, D. 2018. Precision fish farming: A new framework to improve production in aquaculture. *Biosystems engineering* 173:176-193.
- Gatesoupe, F.J. 2000. Uso de probióticos en acuicultura, ed: Civera-Cerecedo, R., Pérez-Estrada, C.J., Ricque-Marie, D. y Cruz-Suárez, L.E., *Avances en Nutrición Acuicola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuicola*, La Paz, pp. 463-472.
- GESAMP. 1997. Towards safe and effective use of chemicals in coastal aquaculture. Reports and studies, Vol. 65. FAO, Rome, pp. 126.
- Ghaderiardakani, F., Califano, G., Mohr, J.F., Abreu, M.H., Coates, J.C., Wichard, T. 2019. Analysis of algal growth- and morphogenesis-promoting factors in an integrated multi-trophic aquaculture system for farming *Ulva* spp. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 375-391.
- Gökalp, M., Wijgerd, T., Sarà, A., Goeij, J.M., Osinga, R. 2019. Development of an Integrated Mariculture for the Collagen-Rich Sponge *Chondrosia reniformis*. *Marine Drugs* 17(1): 29.
- Gräslund, S., Bengtsson, B.E. 2001. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment --a review. *The Science of the Total Environment* 280: 93-131.
- Grigorakis, K., Rigos, G. 2011. Aquaculture effects on environmental and public welfare. The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85: 899-919.
- Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Gillham, K., Foggo, A. 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9.

- Hargrave, B. 2003. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems, vol. I. Far field environmental effects of marine finfish aquaculture. Fisheries and Oceans, Canada, pp. 140.
- Haya, K., Burridge, L., Chang, B. 2001. Environmental impact of chemical wastes produced by the salmon aquaculture industry. ICES Journal of Marine Science 58: 492-496.
- Haya, K., Burridge, L., Davies, I., Ervik, A. 2005. A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon, environmental effects of marine finfish aquaculture. Springer Berlin. Heidelberg, pp. 305-340.
- Hixson, S.M. 2014. Fish nutrition and current issues in aquaculture: the balance in providing safe and nutritious seafood, in an environmentally sustainable manner. Journal of Aquaculture Research and Development 5(3):1000234.
- Holmer, M. 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. Aquaculture Environment Interactions 1: 57-70.
- Honkanen, T., Helminen, H. 2000. Impacts of Fish Farming on Eutrophication: Comparisons among Different Characteristics of Ecosystem. International Review of Hydrobiology 85: 673-686.
- Huntington, T.C., Roberts, H., Cousins, N., Pitta, V., Marchesi, N., Sanmamed, A., Hunter-Rowe, T., Fernandes, T.F., Tett, P., McCue, J., Brockie, N. 2006. Some aspects of the environmental impact of aquaculture in sensitive areas, Report to the DG Fish and Maritime Affairs of the European Commission. Poseidon Aquatic Resource Management, Hampshire, pp. 305.
- IUCN. 2007. Guide for the sustainable development of mediterranean aquaculture. The World Conservation Union (IUCN), Spanish Ministry of agriculture, fisheries and food and the European Federation of Aquaculture Producers, Switzerland and Malaga, pp. 107.
- Jensen, J., Dempster, T., Throstad, E.B. 2010. Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. Aquaculture Environment Interactions 1: 71-83.
- Katz, T., Herut, B., Genin, A., Angel, D.L. 2002. Gray mullets ameliorate organically enriched sediments below a fish farm in the oligotrophic Gulf of Aqaba. Ecology Progress Series 234: 205-214.
- Kristensen, E., Neto, J.M., Lundkvist, M., Frederiksen, L., Pardal, M.Á., Valdemarsen, T., Flindt, M.R. 2013. Influence of benthic macroinvertebrates on the erodability of estuarine cohesive sediments: density-and biomass-specific responses. Estuarine and Coastal Shelf Science 134: 80-87.
- Lepoint, G., Dauby, P., Gobert, S. 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. Marine Pollution Bulletin 49: 887-891.
- Machás, R. 2007. Isotopic tracking of sources in coastal systems: special emphasis to *Zostera noltii* (Horneman) food web. Tesis doctoral Universidade do Algarve. Faro, pp. 130.
- Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K.N., Papaconstantinou, C. 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60: 771-779.
- Machias, A., Karakassis, I., Giannoulaki, M., Papadopoulou, K.N., Smith, C.J., Somarakis, S. 2005. Response of demersal fish communities to the presence of fish farms. Marine Ecology Progress Series 288: 241-250.



- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M. 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 475-483.
- Martinez-Porchas, M., Martinez-Cordova, L.R. 2012. World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *Scientific World Journal* 2012: 389623.
- Mews, M., Zimmer, M., Jelinski, D.E. 2006. Species-specific decomposition rates of beach-cast wrack in Barkley Sound, British Columbia, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 328: 155–160.
- Modica, A., Scilipoti, D., La Torre, R., Manganaro, A., Sarà, G. 2006. The effect of mariculture facilities on biochemical features of suspended organic matter (southern Tyrrhenian, Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 177-184.
- Nash, C.E., Burbridge, P.R., Volkman, J.K. 2005. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture, in: NOAA (Ed.), NOAA Technical Memorandum. U.S. Dept. Commerce, Springfield, pp. 90.
- Navarro, N.L., Leakey R.J.G., Black, K.D. 2008. Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters seasonal changes in nutrients and microbial community. *Marine Ecology Progress Series* 1: 47-58.
- Nehring, S. 2001. After the TBT era: Alternative anti-fouling paints and their ecological risks. *Senckenbergiana maritima* 31: 341-351.
- NOFIMA. 2016. Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller. Autores: T. Ytrestøyl, T. Synnøve Aas, K. Skei Nerdal and G. Berge. Rapportserie (33/2016), Bergen, pp. 32.
- Nordvarg, L., Johansson, T. 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering* 25: 253-279.
- Norton, T., Berckmans, D. 2018. Engineering advances in Precision Livestock Farming. *Biosystems Engineering* 173: 1-3.
- Pelletier, N., Petertyedmers, U., Astridscholz, F., Annaflysjo, S.B., Howard, S. 2009. Not all salmon are created equal: Life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science and Technology* 43:8730–8736.
- Peña, V., Bárbara, I. 2007. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 15: 7-25.
- Peña, V., Barbara, I. 2008a. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). *Botanica Marina* 51: 493-505.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008b. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 339-366.
- Peña, V., Bárbara, I. 2009. Distribution of the Galician maërl beds and their shape classes (Atlantic Iberian Peninsula): proposal of areas in future conservation actions. *Cahiers de Biologie Marine* 50: 353-368.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010a. New records of crustose seaweeds associated with subtidal maërl beds and gravel bottoms in Galicia (NW Spain). *Botanica Marina* 53: 41-61.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010b. Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. *European Journal of Phycology* 45: 327-342.

- Perez de Oliveira, L. 2013. Fishers as advocates of marine protected areas: a case study from Galicia (NW Spain). *Marine Policy* 41: 95–102.
- Piriz, M.L., Eyra, M.C., Rostagno, C.M. 2002. Changes in biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *Journal of Applied Phycology* 15: 67–74.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., Zivanovic, S. 1998. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391: 179-192.
- Pitta, P., Apostolaki, E.T., Giannoulaki, M., Karakassis, I. 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 501-512.
- Pitta, P., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563: 99-108.
- Philippart, C.J., Beukema, J.J., Cadée, G.C., Dekker, R., Goedhart, P.W., van Iperen, J.M., Mardik, F., Leopold, M.F., Herman, P.M. 2007. Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10: 96-119.
- Phillips, S., 2005. Environmental impacts of marine aquaculture issue paper. Pacific States Marine Fisheries Commission, Portland, Oregon, pp.28.
- Price, C., Black, K.D., Hargrave, B.T., Morris, J.R. 2015. Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquaculture environment interactions* 6: 151-174.
- Purvaja, R., Robin, R.S., Ganguly, D., Hariharan, G., Singh, G., Raghuraman, R., Ramesh, R. 2018. Seagrass meadows as proxy for assessment of ecosystem health. *Ocean & Coastal Management* 159: 34-45.
- Rajagopal, S., Jenner, H.A., Venugopalan, V.P., Khalanski, M. 2012. Biofouling control: Alternatives to chlorine. In: Rajagopal S., Jenner H., Venugopalan V. (ed) *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Systems*. Springer, Boston, pp. 227-271
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, in: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. (Ed.), *Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Rodgers, C.J., Furones, M. 2009. Antimicrobial agents in aquaculture: practice, needs and issues, in: C. Rodgers, B.B. (Ed.): *The use of veterinary drugs and vaccines in Mediterranean Aquaculture*. CIHEAM/FAO, Zaragoza, pp. 41-59.
- Ruiz, J.M., Marco-Mendez, C., Sanchez-Lizaso, J.L. 2010. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass meadows. *Marine Environmental Research* 3: 118-126.
- Ruiz, J.M., Pérez, M., Romero, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* 42: 749-760.
- Sarà, G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C. 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. *Journal of Cleaner Production* 32:183-192.

- Schmidt, L.J., Gaikowski, M.P., Gingerich, W.H. 2006. Environmental assessment for the use of hydrogen peroxide in aquaculture for treating external fungal and bacterial diseases of cultured fish and fish eggs, in: Survey, U.S.G. (Ed.). Upper Midwest Environmental Sciences Center, La Crosse, pp. 180.
- Smetacek, V., Zingone, A. 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature* 504: 84–8.
- Sutherland, T.F., Roegner, C.G., Petersen, S.A., Cook, N., Dunham, J., Harper, J., DeDominicis, S., Aberley, D., Chamberlin, R. 2019. Assessment of natural beaches and culturally-modified clam gardens in the Broughton Archipelago, British Columbia. Canadian Technical Report of Fisheries and Oceans Science 3335, pp. 59.
- Telfer, T.C., Baird, D.J., McHenery, J.G., Stone, J., Sutherland, I., Wislocki, P. 2006. Environmental effects of the anti-sea lice (*Copepoda: Caligidae*) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture* 260: 163-180.
- Terlizzi, A., De Falco, G., Fellingine, S., Fiorentino, D., Gambi, M.C., Cancemi, G. 2010. Effects of marine cage aquaculture on macrofauna assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Italian Journal of Zoology* 77: 362-371.
- Villares, R., Carral, E., Lorenzana, F., López, E. 2007. Drift-seaweed evaluation for fertilizer use in Galiza (Northwest Spain): Tissue elemental characterization and site-sampling differences. *Journal of Sustainable Agriculture* 31(1): 45-60.
- Villares, R., Fernández-Lema, E., López-Mosquera, M.E. 2016. Evaluation of beach wrack for use as an organic fertilizer: Temporal survey in different areas. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences* 32(1): 19-36.
- Vita, R., Marín, A., Madrid, J.A., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L. 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Marine Ecology Progress Series* 277: 253-261.
- Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., Filgueira, R. 2019. Far-Field and Near-Field Effects of Marine Aquaculture. Academic Press, Ed. Charles Sheppard en: *World Seas. An Environmental Evaluation* (2ª ed), Capítulo 11, pp. 197-220.
- White, P. 2013. Environmental consequences of poor feed quality and feed management. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 583*. Rome, FAO pp. 553-564.
- Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N., Finkbeiner, M. 2017. Including biodiversity in life cycle assessment-State of the art, gaps and research needs. *Environmental Impact Assessment Review* 67:88-100.
- Wilding, T.A. 2011. A characterization and sensitivity analysis of the benthic biotopes around Scottish salmon farms with a focus on the sea pen *Pennatula phosphorea* L. *Aquaculture Research* 42: 35-40.
- Wildish, D.J., Dowd, M., Sutherland, T.F., Levings, C.D. 2004. Near-Field Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture in: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume III. Canadian Technical Report in Fisheries and Aquatic Science 2450 (3): 4-11.
- Woods, J.S., Veltman, K., Huijbregts, M.A., Verones, F., Hertwich, E.X. 2016. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). *Environment International* 89(90):48-61.



# IV. Importancia da selección do sitio e da xestión nos impactos ecolóxicos

Piscifactoría situada en Cabo Vilán. Foto: J. Cremades



“ Unha selección do sitio ambientalmente adecuada e lonxe de hábitats de interese ecolóxico, unida a unha boa xestión, son as mellores ferramentas para previr ou minimizar os efectos ambientais negativos deste tipo de instalacións.”

Os ecosistemas acuáticos do mundo teñen un elevado nivel de biodiversidade, tanto desde o punto de vista estrutural como funcional. Unha rede vital de miles de especies interconectadas que apoian a pesca e a acuicultura, contribuíndo así ao progreso nutricional, económico, social, cultural e recreativo das poboacións humanas (FAO, 2018). O mantemento da biodiversidade é esencial para lograr os obxectivos dos tres alicerces da sustentabilidade: ambiental, social e económico. Unha erosión da biodiversidade non só afectaría á estrutura e á función dos ecosistemas senón que tamén reduciría o potencial dos devanditos sistemas para adaptarse a novos desafíos como o crecemento demográfico e o cambio climático. Nos últimos decenios, a función que desempeña a biodiversidade no apoio a unha serie de servizos ecosistémicos fundamentais adquiriu unha atención crecente (Beaumont et al., 2007).

### Importancia da selección do sitio

Desde un enfoque ecosistémico, un dos principais desafíos para o desenvolvemento sustentable da acuicultura é a repartición de auga, terra e outros recursos con usos alternativos, como a pesca, a agricultura e o turismo. A ordenación do territorio para a acuicultura, incluída a zonificación, a selección dos sitios e o deseño das zonas de ordenación da acuicultura, debe considerar o equilibrio entre os aspectos sociais, económicos, ambientais e de gobernabilidade das comunidades locais e o desenvolvemento sustentable. Aínda que moitas das preocupacións sociais e ambientais que rodean os impactos derivados da acuicultura poden ser abordadas a nivel da granxa individual, a maioría dos impactos son acumulativos. Os impactos poden ser insignificantes cando se considera unha granxa en particular, pero poden ser moi significativos cando varias granxas ou outro tipo de actividades se atopan na mesma área. Por iso, o proceso de ordenación do territorio debe contemplar, por unha banda, a zonificación da acuicultura (definir zonas amplas adecuadas para as súas actividades ou mesturas de actividades) e a selección do sitio (identificar os lugares máis apropiados para o desenvolvemento individual dunha granxa dentro de cada zona). O que aquí nos ocupa é a selección do sitio ou proceso polo cal os atributos biofísicos dun sitio prospectivo se comparan coas necesidades dos organismos cultivados e o



Vista panorámica dunha piscifactoría mariña instalada en terra na zona litoral de Galicia.

funcionamento adecuado das granxas de acuicultura. A pobre selección de sitios é unha causa importante de fracaso no desenvolvemento da acuicultura dunha rexión (Aguilar-Manjarrez et al., 2017)

O consumo de alimentos xera unha serie de reaccións metabólicas, que teñen como resultado, maioritariamente, formar e eliminar materia orgánica particulada, amonio, fósforo e dióxido de carbono, que poden dar orixe a déficits de oxixenación, procesos de eutrofización e tóxicos (Cao, 2007; Hixson, 2014). O feito de que non haxa unha acuicultura libre de consecuencias significa que hai unha necesidade básica de determinar a capacidade de carga ecolóxica, é dicir, a capacidade asimilativa dos refugallos sen causar efectos prexudiciais do medio receptor. A avaliación da capacidade de carga ecolóxica baséase na aplicación de criterios de calidade ambiental que non poden ser superados cando a acuicultura se inclúe no sistema. Para avaliar a capacidade de carga

do sistema é necesario ter en conta a carga vertida (v.g. materia orgánica disolta e particulada e outros produtos químicos) e as características do medio receptor (v.g. profundidade, hidrodinamismo, actividade biolóxica). A natureza multifactorial da capacidade ecolóxica dificulta a súa avaliación de forma teórica e é necesaria a toma de mostras previa á súa instalación. A capacidade de carga correspóndese coa produción máxima permitida e o tipo do cultivo, limitada principalmente polas condicións ambientais propias da zona e a con-



Tanques con rodaballos nunha piscifactoría mariña instalada en terra na zona litoral. Foto: C. Carballeira.



Coa tecnoloxía actualmente dispoñible, é moi aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar aberto pola súa alta enerxía. Foto. J. Cremades.

sideración doutras fontes de contaminación puntuais ou difusas (v.g. EDAR, actividade agraria, desembocadura dun leito fluvial...) que concorren nun espazo físico determinado.

En moitos países o aumento da produción acuícola está limitado pola capacidade das augas costeiras de asimilar o impacto ambiental e polo incremento da presión polas interaccións con outros usos (i.e., turismo, recreo, transporte). En base a criterios operativos, a FAO (Kapetsky et al., 2013) expón a necesidade de incrementar a transferencia da produción acuícola cara aos sistemas en mar aberto en detrimento dos costeiros. Desta xeito, preténdese aumentar cualitativamente a capacidade global de produción de alimento, diminuír as interaccións con outros usos do litoral, facilitar a dispersión dos residuos xerados e distanciar as zonas de produción das biocenoses mariñas sensibles. O obxectivo final é conseguir unha maior aceptación social e asegurar a sustentabilidade da maricultura a longo prazo. Coa tecnoloxía dispoñible, é moi aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar aberto pola súa alta enerxía, de maneira que a localización das piscifactorías en gaiolas queda relegada ás augas do interior da liña de costa (i.e., nas rías)



augmentando a probabilidade de que se produzan interaccións con outros usos do litoral e o risco de afectación a poboacións e comunidades sensibles ou de interese ecolóxico.

Mentres tanto, unha alternativa tecnoloxicamente ben desenvolta en Galicia é a construción de granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral. O Plan Estratéxico 2014-2020 de Galicia (ESGA, 2015) recoñece catro zonas para as actividades acuícolas: Marítima, Marítimo-Terrestre, Parte litoral da zona terrestre e Parte interior da zona terrestre. Actualmente, as granxas mariñas instaladas en terra sitúanse na parte litoral da zona terrestre. Nesta zona o ESGA pretende estimular o desenvolvemento de piscifactorías mariñas, que se complementarían con actividades de cría e engorde de moluscos ou outros organismos mariños. Ademais, para o bo desenvolvemento da acuicultura prevé realizar unha planificación sectorial con carácter integral. Entre os plans previstos está o Plan Director de Acuicultura do Litoral (PDAL) cuxo obxectivo fundamental é delimitar, con carácter xeral e desde o punto de vista científico, os distintos criterios que fagan compatibles o desenvolvemento da acuicultura coa conservación dos valores ambientais e sociais do noso litoral. Os criterios para ter en conta son: eficiencia, sustentabilidade, calidade ambiental e paisaxística. Entre os obxectivos específicos están: enumerar as condicións mínimas que deben cumprir as zonas da costa nas que se poida desenvolver un proxecto de acuicultura intensiva en zona terrestre, e fixar os criterios de compatibilidade do proxecto coas características ambientais, naturais, paisaxísticas e as súas figuras de protección. De aí deriva a necesidade de incorporar ao PDAL unha serie de estudos territoriais que permitan determinar as zonas aptas para realizar acuicultura en Galicia. Gillibrand et al. (2002) clasifican as áreas en tres categorías discretas que definen a súa aptitude con respecto ao desenvolvemento da acuicultura en función do incremento de nutrientes e índices de impacto bentónico.

A parte da compatibilidade con outros usos, para minimizar o impacto ambiental das granxas mariñas instaladas en terra sobre o medio acuático débense localizar *a priori* en costas de semi a moi expostas, con ondada enérxica, afectadas por correntes e ventos fortes e cunha batimetría apta.

Ademais das **correntes mariñas**, gravitacionais e radiacionais, na banda costeira a circulación das augas depende de fenómenos rexionais e locais. Isto condiciona a capacidade dispersiva do medio debido á gran variabilidade espacial e temporal dos fenómenos mariños susceptibles de desenvolverse na zona costeira. Desafortunadamente, o coñecemento destes fenómenos a pequena escala é escaso, non podendo extrapolarse a información obtida en sitios máis ou menos próximos, porque as correntes tamén son afectadas por particularidades locais. Así, a influencia dos ventos sobre a circulación mariña en superficie pode variar segundo sexa a súa velocidade e traxectoria (paralelo ou perpendicular á costa e procedente do mar ou de terra). A **batimetría e morfoloxía da costa** poden afectar á óptima dispersión dos residuos debido á proximidade e reducida profundidade da auga onde habitualmente se sitúan os emisarios destas granxas, que mesmo verter directamente na franxa intermareal. Por todo iso, é necesario realizar un estudo minucioso das características físicas do sitio antes de proceder ao deseño dunha granxa.

Resumindo, para evitar efectos non desexables é necesario *a priori* dispoñer dunha boa estima da **capacidade dispersiva do medio** porque vai supeditar o tamaño da granxa, do mesmo xeito que a localización doutros efluentes na súa proximidade, xa que é o conxunto o que non debe pasar a capacidade de acollida do medio.

A pegada ambiental da maricultura é un obstáculo importante para a expansión desta agroindustria, sendo unha das limitacións económicas adicionais os altos custos do tratamento de efluentes (Guttman, 2019). Un dos aspectos que poderían axudar a reducir os impactos potenciais é a implementación de sistemas multitróficos integrados (IMTA, Integrated Multi-trophic Aquaculture) ou a construción de biofiltros. Os compostos nitróxenos como o amoníaco, o nitrato e o nitróxeno orgánico disolto son os principais compoñentes dos efluentes dos estanques de peixes mariños e estes compostos tamén se consideran as principais fontes de nitróxeno para as algas. Os IMTA son capaces de reducir parte da carga de nutrientes e de materia orgánica liberados polas especies cultivadas, o que redundará nunha mellora da calidade do ecosistema receptor, ao mesmo tempo

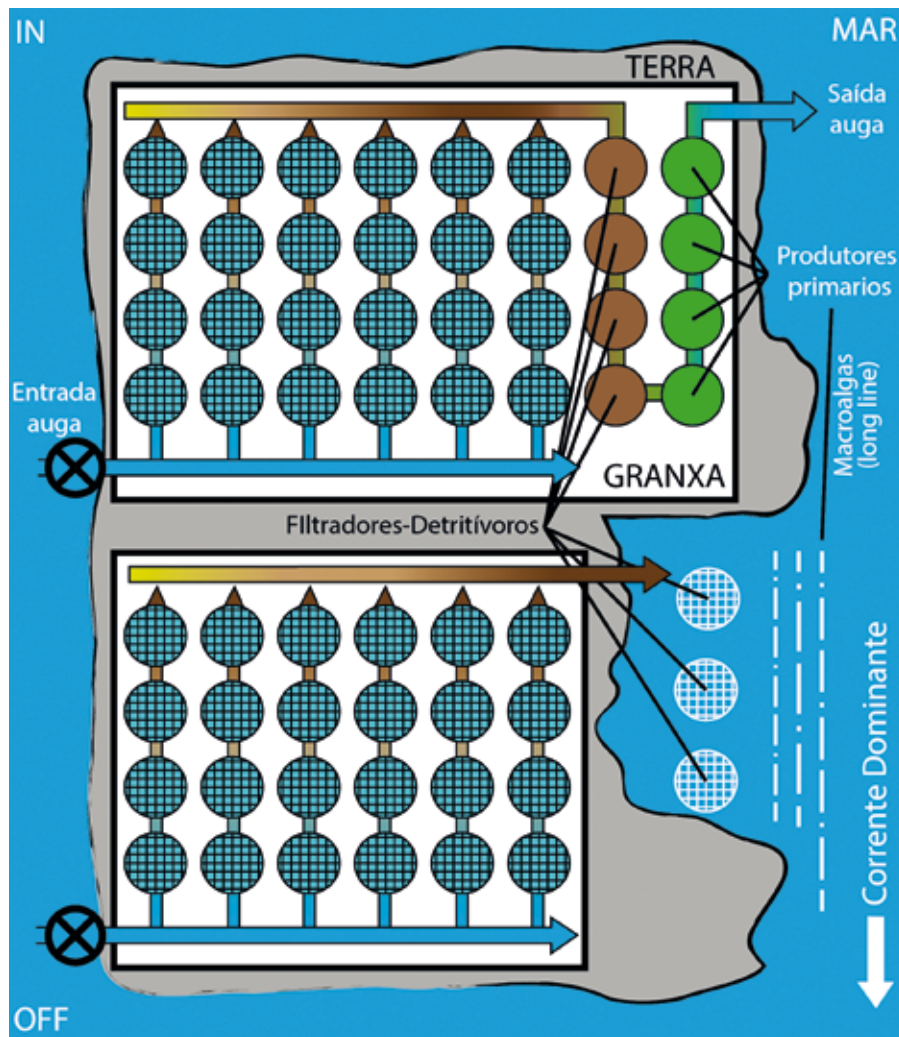
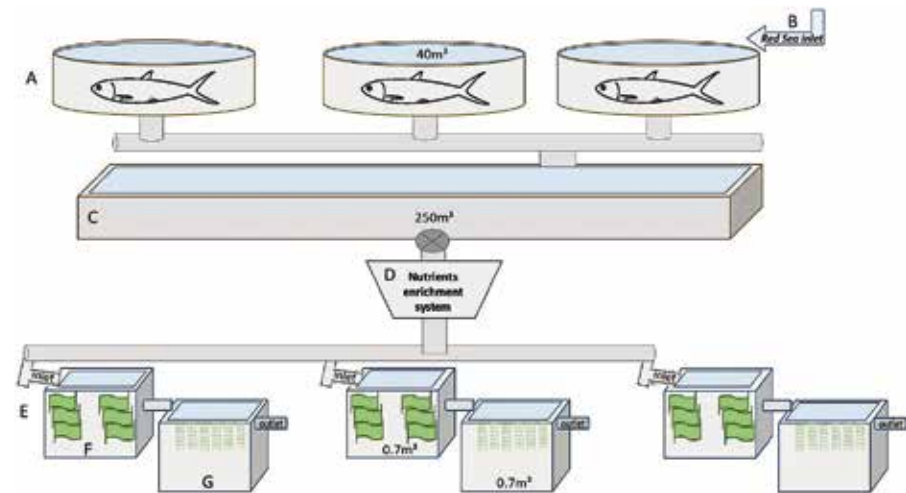


Figura 4.1. Sistemas multitroficos integrados (IMTA) dentro (*indoor*) ou fora (*outdoor*) dunha piscifactoría mariña instalada en terra na zona litoral. (Carral et al., 2021)

que se obtén un beneficio económico secundario e se mellora a imaxe social da acuicultura (Barrington et al., 2010). Cada día aumenta o número de especies, comerciais ou non, asociadas aos IMTA. Os organismos máis comunmente utilizados son as macroalgas, para a absorción de compostos en disolución, principalmente dos xéneros *Laminaria*, *Ulva*, *Porphyra* e *Gracilaria*; entre os filtradores, para o consumo de material particulado, están moluscos (mexillóns, ameixas e ostras) e poliquetos pola súa alta capacidade de filtración e biorremediación, aínda que tamén se utilizan holoturias, ourizos, lagostas ou outros peixes (Neori et al., 2004; Pearson y Black, 2001; Wu, 1995). Os sistemas multitroficos poden ser desenvolvidos a diferentes escalas, desde unidades simples a grandes instalacións. Se se desenvolven con especies nativas ademais de mellorar a sustentabilidade do cultivo, o risco ecolóxico potencial asociado á actividade é moi baixo. No caso das granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral pódense dispoñer os IMTA dentro (*indoor*), como cultivos acuapónicos, ou fóra (*outdoor*) das instalacións (figura 4.1). Os *outdoor* requiren a instalación de dispositivos localizados na auga libre (v.g. bateas, longline) na dirección da corrente dominante a partir do emisario. Esta é unha opción de manexo complexa e que ademais pode estar limitada a períodos concretos. Por exemplo, aos períodos menos dinámicos, pola forte enerxía do mar nas nosas costas expostas que poden poñer en perigo os dispositivos, ou por limitacións fisiolóxicas como é o caso de *L. saccharina* capaz de aguantar fortes ondas, mais só se pode cultivar no inverno. Tamén se poden amortecer os efectos instalando nichos artificiais pero sen aproveitamento económico. Pola contra, os *indoor* son de xestión menos complexa e máis eficaz, pódense utilizar temporalmente ou permanentemente nos mesmos tanques que o cultivo principal ou construír tanques especiais para asegurar o óptimo crecemento de cada unha das especies seleccionadas para implementar no IMTA asociado á granxa. Os *indoor* poden axudar a cumprir a normativa de control das verteduras, combinando a redución da carga do cultivo principal a medida que se transforman os tanques excedentes en IMTA *indoor*. Ademais, os dispositivos de valorización internos (cultivos hidropónicos ou biofiltros) poden ser illados temporalmente para evitar problemas asociados á realización de tratamentos dos peixes ou de limpeza das súas instalacións. Se deseñamos biofiltros eficientes capaces de reter

parte da carga nitrogenada non só diminuímos o impacto ambiental ligado á eutrofización do medio receptor, senón que a materia orgánica fotosintetizada é rica en proteínas e aceites e pode ser reciclada como alimento ou combustible. Está demostrado que o crecemento das algas e o contido de proteínas baixo os efluentes da maricultura son superiores aos obtidos con auga de mar limpa e enriquecida con fertilizantes. As algas mariñas utilizadas como biofiltros, unha vez cultivadas poden ser integradas nunha dieta, como alimento para macroalxívoros (v.g. abalón, ourizos de mar, camaróns e peixes), aumentando a rendibilidade xeral dos sistemas IMTA. Tamén se propuxeron como unha fonte de ingredientes funcionais de alimentos, produtos farmacéuticos e cosméticos (Ditchburn e Carballeira, 2019). Ademais da reciclaxe dos refugallos en biomasa útil, os biofiltros baseados en algas presentan outras vantaxes fronte aos biofiltros bacterianos, como son a osixenación da auga ou o equilibrio do pH (Shpigel, 2019). Neste sentido, Guttman et al. (2018; 2019) deseñaron un biofiltro emparellado de Ulva- Perifiton e expuxérono a varias cargas de amoníaco e nitrato, as principais formas de nitróxeno nos efluentes dos estanques de peixes (figura 4.2). O biofiltro de perifiton é relativamente económico e baséase no desenvolvemento natural dunha comunidade biolóxica complexa que inclúe detritos e representantes de diferentes grupos tróficos (microalgas, bacterias, fungos, protozoos, zooplancton e pequenos invertebrados) que colonizan o substrato artificial mergullado e exposto á luz e aos nutrientes do efluente. Estes biofiltros melloran a efectividade na captura de N ao sumar a eliminación do N- amoniacal polas algas mariñas seguido da do N-nitrato polo perifiton. O biofiltro emparellado conseguiu unha eliminación case total do N- amoniacal (97%) e moi eficiente do N-nitrato (67%), para cargas dos efluentes de estanques de peixes por baixo de 2 e 4 g N m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> de N-amoniacal total e de N-NO<sub>3</sub>, respectivamente.

Sen ningunha dúbida, os sistemas de cultivo mariños IMTA instalados en terra con circuitos pechados son a opción de futuro por ser teoricamente a máis respectuosa co medio e, neste caso, a rexión galega podería posicionarse de forma importante no sector ao ser pioneira en cultivos mariños intensivos en terra que poderían ser adaptados ao policultivo (Cremades et al., 2011; Freitas et al., 2016).



**Figura 4.2.** Deseño experimental dun biofiltro emparellado de ulva- perifiton para a eliminación de formas de N oxidadas dos refugallos de peixes. O sistema consta de tres tanques de cultivo de peixes (A), fornecidos con auga fresca (B) a unha taxa de renovación diaria do 50%. Os efluentes dos estanques de peixes transfírense primeiro a un estanque de sedimentación (C). Unha porción da auga superior deste estanque enriqueceuse con nutrientes dun tanque de reserva (D) e transfírese aos biofiltros (E), cada un dos cales consiste nun biofiltro de ulva augas arriba (F) e un biofiltro de perifiton augas abaixo (G). Tomado de Gutman et al. (2019).

## Importancia da xestión

Unha selección do sitio ambientalmente adecuada e lonxe de hábitats de interese ecolóxico unida a unha boa xestión son as mellores ferramentas para previr ou minimizar os efectos ambientais negativos deste tipo de instalacións. Unha boa xestión da granxa implica utilizar as mellores técnicas dispoñibles en acuicultura e esixir o cumprimento de **códigos de boas prácticas acuícolas**, fundamentalmente sobre as técnicas de alimentación, o uso de compostos bioactivos e a posibilidade de introdución ou transferencia



Laminaria extraída dun cultivo multitrófico. Foto de *J. Cremades*.

ao medio de especies exóticas, organismos xeneticamente modificados, poliploides, patóxenos ou parasitos, polos posibles impactos ecolóxicos, xenéticos, económicos e para a saúde humana que puidesen orixinar. Neste último caso, como os impactos negativos que se poden xerar son difíciles de predicir, vixiar e máis difíciles ou imposibles de reparar, estableceranse controis estritos e certificacións claras das importacións e dos vectores. Nas prescricións de control sempre se esixe manter ao día o **libro de explotación**. Este rexistro debe estar a disposición da inspección das instalacións e do servizo de vixilancia das augas. O libro debe reflectir de maneira precisa todas as prácticas realizadas: biomasa en stock, variacións de biomasa (entradas-mortalidades-saídas), cantidades de alimento distribuídas e a súa composición, tratamentos veterinarios, utilización de produtos anestésicos, produtos químicos, desinfectantes, etc.

No marco da xestión ambiental, a ESGA contempla a necesidade de elaborar guías de boas prácticas da xestión dos establecementos de acuicultura co obxecto de favorecer a incorporación de novas tecnoloxías e procesos aplicados á práctica da acuicultura no contexto dunha aposta decidida pola calidade e innovación do sector e pola sustentabilidade ambiental. As guías serán fundamentalmente prácticas, de fácil manexo e accesibles, pois non se trata de elaborar documentos impositivos se non propositivos. Unha boa xestión axudará a minimizar a percepción negativa que ten parte da sociedade da acuicultura intensiva, sobre todo en Galicia.

“ Os bivalvos mariños, que extraen materia orgánica para o crecemento, e as algas mariñas, que medran mediante a fotosíntese e a absorción de nutrientes disoltos, ao cultivarse na mesma instalación ou zona de vertedura, achegan beneficios á contorna grazas á eliminación ou redución dos refugallos procedentes do cultivo de peixes carnívoros. Nas actividades de zonificación e planificación para o desenvolvemento da acuicultura aléntase o cultivo de especies extractivas nos mesmos emprazamentos dedicados á maricultura de especies alimentadas (FAO, 2018). ”

## Bibliografía

- Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Brummett, R. 2017. Zonificación de la acuicultura, selección de sitios y manejo de áreas bajo el enfoque ecosistémico de la acuicultura. Documento completo. Informe ACS113536. Roma, la FAO y el Grupo del Banco Mundial, Washington, pp. 395.
- Barrington, K., Ridler, N., Chopin, T., Robinson, S., Robinson, B. 2010. Social aspects of the sustainability of integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture International* 18: 201-211.
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Deros, S., Holm, P., Horton, T., van Lerland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M., Zarzycki, T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54(3): 253-265.
- Carballeira, C.B., Cerbule, K., Senff, P., Stolz, I.K. 2021. Towards Environmental Sustainability in Marine Finfish Aquaculture. *Frontiers in Marine Science* 8: 66662.
- Cremades, J., Guerrero, J., Salinas, J.M. 2011. Acuicultura multitrófica en Galicia basada en macroalgas. In: *Macroalgas en la Acuicultura Multitrófica Integrada Peninsular. Valorización de su Biomasa*: 95-109. Edita: Centro Tecnológico del Mar – Fundación CETMAR, pp.162.
- Ditchburn, J., Carballeira, C., 2019. Versatility of the Humble Seaweed in Biomanufacturing. *Procedia Manufacturing* 32: 87-94.
- ESGA. 2015. Estrategia Gallega de Acuicultura. En Plan Estratégico Plurianual de Acuicultura Española 2014-2020. MAPAMA. <http://www.mapama.gob.es/es/pesca/temas/acuicultura/plan-estrategico/>.
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma, pp.250.
- Freitas, J.R., Salinas, J.M., Cremades, X. 2016. *Saccharina latissima* (*Laminariales, Ochrophyta*) farming in and industrial IMTA system in Spain. *Journal of Applied Phycology* 28: 377–385.
- Gillibrand, P.A., Gubbins, M.J., Greathead, C., Davies, I.M. 2002. Locational guidelines for fish farming: predicting levels of nutrient enhancement and benthic impact. *Scottish Fisheries Research Report No. 63/2002*. Aberdeen, pp. 53.
- Guttman, L. 2019. Periphyton For Biofiltration And Fish Feeding in An Integrated Multi-Trophic Aquaculture System: A Case Study in The Gulf of Aqaba. *Open Access Journal of Environmental and Soil Sciences* 3(5): 413-418.
- Guttman, L., Boxman, S., Barkan, R., Neori, A., Shpigel, M. 2018. Combinations of Ulva and periphyton as biofilters for both ammonia and nitrate in mariculture fishpond effluents. *Algal Research* 34: 235-243.
- Guttman, L., Tarnecki, A., Neori, A., Boxman, S., Barkan, R., Shahar, B., Brennan, N., Main, K., Shpigel, M. 2019. An integrated Ulva-periphyton biofilter for mariculture effluents: Multiple nitrogen removal kinetics. *Algal Research* 42:101586.
- Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J. 2013. A global assessment of potential for offshore mariculture development from a spatial perspective. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, Rome*, pp. 181.
- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C. 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art. *Aquaculture* 231:361-391.

Pearson, T.H., Black, K.D. 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture, in: Black, K.D. (Ed.), Environmental impacts of aquaculture Sheffield biological sciences, pp. 1-31.

Shpigel, M., Guttman, L., Ben-Ezra, D., Yu, J., Chels, S. 2019. Is *Ulva* sp. able to be an efficient biofilter for mariculture effluents? Journal of Applied Phycology 31: 2449–2459.

Wu, R.S.S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. Marine Pollution Bulletin 31: 159-166.





**V.  
Compartimentos  
e zonas do medio  
a considerar nos  
plans de vixilancia  
ambiental**

Zona intermareal. Foto: J. Cremades



“ Para facilitar a vixilancia ambiental do ecosistema receptor é conveniente restrinxir o estudo dentro duns límites espaciais definidos. O obxectivo principal de establecer unha zona regulatoria é xestionar a carga e a calidade da auga dos efluentes, para reducir o máximo posible o seu impacto ambiental.”

**W**ang et al. (2020) na súa recente revisión sobre a caracterización, o transporte e as ferramentas actuais de modelado e xestión asociadas cos efluentes liberados pola acuicultura mariña, indican que o marco regulatorio aínda está atrasado en moitos países mesmo cunha maricultura relevante. Destacan particularmente a falta de criterios consistentes para a definición de zonas de mestura regulatorias e de estándares ambientais asociados para a calidade da auga e os impactos biolóxicos, a pesar de que devanditos criterios son necesarios para promover o desenvolvemento dunha acuicultura sostible.

Os compartimentos do medio susceptibles de alteración polos cultivos mariños son o sistema peláxico e o bentónico. Os efectos sobre o sistema peláxico derívanse fundamentalmente do enriquecemento en nitróxeno, o principal factor limitante da produción primaria no medio mariño, e do aumento da turbidez. Aínda que, como se comentou anteriormente, o alcance dos efectos observables na columna de auga en costas altamente dispersivas redúcese á zona próxima ao emisario. O sistema bentónico é o que en principio pode verse máis afectado e, por iso, házelle de prestar maior atención, sobre todo aos organismos e comunidades que habitan a zona intermareal a sotavento do emisario. Indubidablemente, se se sospeita que as verteduras puidesen afectar a poboacións ou hábitats sensibles e de elevado valor ecolóxico ou comercial presentes nas proximidades a súa vixilancia ha de ser prioritaria.

Ademais destes compartimentos ecolóxicos, a nivel operativo, para facilitar a vixilancia ambiental do ecosistema receptor é conveniente restrinxir o estudo dentro duns límites espaciais definidos, tales como: *zona de influencia potencial (ZIP)*, *zona de mestura (ZM)* e *zona de efectos permitidos (ZEP)*.

### Zona de influencia potencial (ZIP)

Unha das primeiras cuestións que se expoñen nun PVA é determinar a extensión e a forma da área a vixiar, é dicir, ata onde se podería observar algún efecto. A zona de influencia potencial (ZIP) pódese considerar como: *a distancia ao foco da vertedura a partir da cal non se percibe –de maneira significativamente diferente ao control- efecto ecolóxico algún atribuíble ao*

*efluente*. A ZIP vén determinada polo alcance máximo dos efectos potenciais da carga contaminante. Por exemplo, a **toxicidade potencial**, describe a capacidade teórica que teñen os contaminantes verteduras de ser incorporados polos organismos e provocar un dano. A toxicidade potencial pode ser estimada a partir da análise dos compostos presentes no efluente, da súa acumulación no medio (auga e sedimento) ou en organismos recollidos a distancias crecentes do emisario (Carballeira et al., 2012 b; Rey-Asensio et al., 2010). Tamén se poden tratar desta forma os posibles efectos dos nutrientes, aínda que estes sexan activadores do crecemento dos autótrofos, tamén poden degradar o medio (eutrofización). Desenvolvéronse numerosos modelos dirixidos que consideran o cálculo de volumes e tipo de residuos producidos ata a avaliación da súa dispersión e a simulación do impacto. Con todo, estes modelos son fiables na medida en que os datos de base que os alimentan tamén o sexan. Desafortunadamente, a variabilidade e complexidade dos procesos implicados reducen en gran medida a dispoñibilidade de datos limitando a aplicación e a fiabilidade dos modelos. Habitualmente, os modelos ou as súas simplificacións só se utilizan na etapa pre-operativa (EslA) para dispoñer dalgunha estima da área de influencia potencial. Pero unha vez que a actividade acuícola comeza o sensato é facer medicións reais do grao de exposición aos residuos das granxas, utilizando para isto marcadores no medio ou organismos. Como marcadores, utilízanse maioritariamente nutrientes ou microcontaminantes específicos segundo a natureza da fonte. Neste sentido os sinais isotópicos determinados en mostras do sedimento superficial, en material en suspensión ou en organismos sésiles, como macroalgas ou moluscos, permite de maneira precisa e relativamente económica vixiar o alcance máximo da área de influencia e a súa evolución no tempo. O alcance máximo prodúcese cando non hai diferenzas significativas do marcador respecto ao control ou nun gradiente de dilución a partir da distancia en que o valor se mantén constante. Ademais, a determinación sistemática dun marcador de exposición, como o sinal isotópico do N ( $\delta^{15}\text{N}$ ), que é un indicador temperán de impacto que permite tomar medidas anticipadas para evitalo ou reduci-lo. Polo mesmo, como veremos máis adiante, considérase unha medida moi útil de vixilancia dos hábitats e especies, sensibles ou protexidos, que puidesen verse afectados pola actividade acuícola (Carballeira et al., 2011b; 2013b; 2014).

## Zona de Mestura (ZM)

Tamén pode interesar coñecer como se dispersan os residuos. O modo de dispersión dos residuos pódese caracterizar mediante o establecemento da zona de mestura (ZM). De maneira similar ás descargas de augas residuais no mar, a zona de mestura para o efluente dunha piscifactoría mariña instalada en terra da zona litoral pódese definir como a área ao redor da planta de cultivo onde o efluente mestúrase fisicamente e dispérsase no ambiente circundante. A ZM pódese caracterizar como a distancia ou o radio que, máis ou menos, vai desde o foco da vertedura ao momento onde a mestura pódese considerar completa. A ZM é a distancia media que vai desde o foco da vertedura ao momento onde a mestura se pode considerar completa. A ZM pódese asimilar á área da pluma dunha vertedura que pode ser delimitada pola isopleta para o 1% da concentración do efluente (Scroggins et al., 2005) ou ben considerar que se produciu a mestura completa dunha vertedura cando a variación de concentracións do parámetro considerado nunha sección transversal da pluma é menor do do 5 % (Ruza et al., 2007).

Os métodos tradicionais para monitorar a dispersión de augas residuais usan a mostraxe *in situ* de trazadores físicos ou químicos da auga (v.g. pH, turbidez, condutividade, nutrientes ou contaminantes en disolución). Estes métodos son laboriosos, consomen moito tempo, son onerosos e só proporcionan un patrón xeneralizado da dispersión do efluente. Ademais, en contornas ben mesturadas o sinal dos marcadores pérdese rapidamente coa dilución, pero aínda que as variacións de parámetros físico-químicos sexan inapreciables as verteduras crónicas poderían seguir tendo efectos negativos con relevancia ecolóxica. En todo caso, só proporcionan unha vista instantánea da dispersión das augas residuais e da ZM, polo que son pouco representativos da capacidade dispersiva do medio, que pode ser temporal ou espacialmente moi variable (Gammons et al., 2011). Por tanto, é necesario dispoñer dunha técnica que poida proporcionar unha imaxe integrada da pluma de dispersión do efluente e que sexa o suficientemente sensible como para detectar diferenzas tenues nas concentracións de partículas, nutrientes ou contaminantes. Igual que para a determinación da ZIP, a variabilidade transversal das firmas de isótopos estables en organismos ou medio poden



Exemplo de delimitación de ZEP e ZIP baseado no sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  detectado no bioensaio de crecemento de discos de macroalgas (ver figura 7.13).

indicar o modo de dispersión do nitróxeno procedente das augas residuais (Udy e Dennison, 1997; Gartner et al., 2002; Robinson et al., 2015) e dar unha visión integrada da ZM.

Resumindo, a distribución e intensidade do sinal  $\delta^{15}\text{N}$  determinadas no medio, pero sobre todo en organismos, permiten monitorizar tanto a degrada-

ción ambiental (detectar as zonas quentes e a súa evolución temporal) como verificar a efectividade das medidas tomadas para a súa rehabilitación.

## Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Os cultivos mariños, como calquera outra actividade produtiva, van deixar unha pegada no medio en que se desenvolven, polo que é conveniente coñecer o alcance espacial dos efectos que estas verteduras poidan ocasionar, co fin de delimitar a extensión da área que os recibe a un nivel de impacto asumible. Os valores límite de emisión (VLE) e as normas de calidade ambiental (NCA) establécense na zona de mestura (ZM) para contaminantes importantes presentes no efluente, que se aplican á calidade da auga no punto de vertedura e dentro da contorna receptora, respectivamente (EU Commission, 2007). Os VLE establécense de acordo coa capacidade de asimilación das augas receptoras para conseguir que as concentracións ambientais finais cumpran coas NCA despois de mesturarse nas augas receptoras (Bleninger e Jirka, 2011). En consecuencia, é necesario establecer unha **zona de mestura regulatoria** ou **zona de efectos permitidos** (ZEP) para definir unha fracción da ZM onde se poden exceder as NCA, que deben cumprirse estritamente fóra dela (SEPA, 2019). Na ZEP pódese distinguir a zona de difusión inicial da zona de mestura secundaria (USEPA, 2014). A zona de difusión inicial é onde se produce o contacto coa auga receptora, onde ten a maior concentración o efluente no medio receptor. **A zona de mestura secundaria** cobre unha área máis extensa na que o efluente se mestura por turbulencia reducindo a carga significativamente ata alcanzar os niveis de protección esixibles de todo o corpo de auga afectada. A deterioración permisible da calidade da auga na ZEP non afecta a integridade do corpo de auga no seu conxunto e non hai letalidade para os organismos que pasan pola devandita zona.

É o que no contexto das interaccións entre acuicultura e medio ambiente coñecemos como Zona de Efectos Permitidos ou permisibles (ZEP). A ZEP pódese definir como: *a área de fondo mariño e volume da masa de auga receptora onde a autoridade competente permítelles aos produtores unha*

*lixreira alteración dos niveis de determinados indicadores ambientais que puidesen producir sobre o ecosistema un efecto negativo reversible*. Os niveis son definidos polas normas de calidade ambiental e os indicadores son establecidos por grupos de expertos en base a estudos pilotos ou datos existentes (Aguado et al., 2013). Así, asúmese que na ZEP o ecosistema receptor pode verse afectado polos residuos derivados do cultivo, pero non a súa resiliencia, é dicir, que non se produzan efectos significativos permanentes ou que o ecosistema non perda a súa funcionalidade. Así, o efecto na ZEP debe ser limitado e asumible. Pero coñecer o nivel dos efectos permitidos non é suficiente, tamén é necesario delimitar a extensión do efecto. **A extensión da ZEP** axustarase á perturbación máxima aceptable da integridade do ecosistema receptor, que dependerá da intensidade do cultivo, das características das verteduras e da capacidade dispersiva do medio (Cromey e Black, 2005). A delimitación é complexa pois non existen modelos precisos para as granxas e nunca se desenvolveron de maneira específica para as granxas mariñas instaladas en terra da zona litoral.

Un xeito de delimitar a ZEP sería considerar *a priori* unha distancia dada (radio determinado respecto ao emisario) axustada a cada granxa, a partir da cal non se poden alterar os parámetros fisicoquímicos e biolóxicos máis aló das normas de calidade ambiental establecidas. Esta delimitación da ZEP é similar á utilizada nas concesións dos cultivos en gaiolas (Carballeira e Carballeira, 2018), é dicir, as modificacións permitidas non deben transcender máis aló dos límites da concesión, que ademais deben ser congruentes coa dimensión da granxa. Nos estados membros da UE, que deben cumprir coa Directiva Marco da auga, a ZEP fluctúa de 25 a 200 m para piscifactorías en gaiolas, aínda que a maioría inclúese no rango de 100 a 200 m de radio (Wang et al. 2020).

No caso de granxas instaladas en terra o radio da ZEP debe considerar a carga dos efluentes, que, polo xeral, é proporcional á capacidade de produción da granxa, xestionada racionalmente baixo condicións tecnolóxicas avanzadas. O bombeo de auga supón un elevado custo económico para as granxas de forma que a carga piscícola é optimizada para aproveitar ao máximo o caudal de auga circulante. Está comprobado que dita relación é

análoga en todas as piscifactorías mariñas instaladas na parte litoral da zona terrestre de Galicia (ver figura 9.6). En realidade, como a extensión da ZEP depende da capacidade de absorción do sistema receptor, esta capacidade é a que debe limitar a carga máxima dos efluentes, e á súa vez a produción máxima da granxa. En resumo, o obxectivo principal da ZEP é xestionar a carga e a calidade da auga dos efluentes, para reducir o máximo posible o seu impacto ambiental.

A delimitación da ZEP identifica claramente o alcance espacial das responsabilidades dos produtores para co dominio público e tamén favorece a ordenación espacial e regulación da actividade. Se alcanzada a produción autorizada os efectos admitidos superan a ZEP a empresa deberá reducir o impacto reestruturando as súas instalacións (i.e., reducir a produción) ou modificando o sistema produtivo (v.g. mellorar a xestión, introducir innovacións tecnolóxicas, instalar unha depuradora ou un IMTA). É necesario lembrar, que as empresas produtoras ao ser beneficiarias dunha concesión administrativa de ocupación do dominio público adquiren certas responsabilidades sobre estas concesións, incluídas as responsabilidades ambientais, o que facilita a tarefa administrativa do seguimento ambiental.

Como a parte litoral da zona terrestre de Galicia onde se poden localizar este tipo de granxas é moi limitada e potencialmente moi conflictiva con outros usos do litoral, é necesario estudar ou achegar información robusta de cal deberá ser a ZEP para cada empresa. Igualmente, a propia execución do PVA co tempo permitirá pescudar se a extensión da ZEP estaba ben dimensionada ou debería modificarse. Máis adiante tratarase con detalle a determinación de extensión da ZEP, pero en base aos datos obtidos nos estudos experimentais realizados en diferentes granxas de Galicia baixo diferentes aproximacións e que a dispersión do efluente é máis direccional que no caso das gaiolas onde a zona de difusión inicial pode variar de **50 a 100 m de radio** e a zona de mestura secundaria outros **200 a 300 m** a partir do emisario dependendo da carga e hidrodinamismo local. É dicir, a ZEP para as piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral das nosas costas non debería estenderse máis aló dos 400-500 m respecto ao foco de vertedura.

## Bibliografía

- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, En: JACUMAR (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Bleninger, T., Jirka, G.H. 2011. Mixing zone regulation for euent discharges into EU waters. In Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management 164:387–396.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking  $\delta^{15}N$  and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. Marine Pollution Bulletin 62: 2633–2641.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. Ecotoxicology and Environmental Safety 78: 148–161.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in  $^{15}N$  values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Cromey, C.J., Black, K.D. 2005. Modelling the impacts of finfish aquaculture, En: Hargrave, B. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Springer, Heidelberg, pp. 129-155.
- EU Commission. 2007. Water Environmental Quality Standards Vol 16. EU Brussels, Belgium.

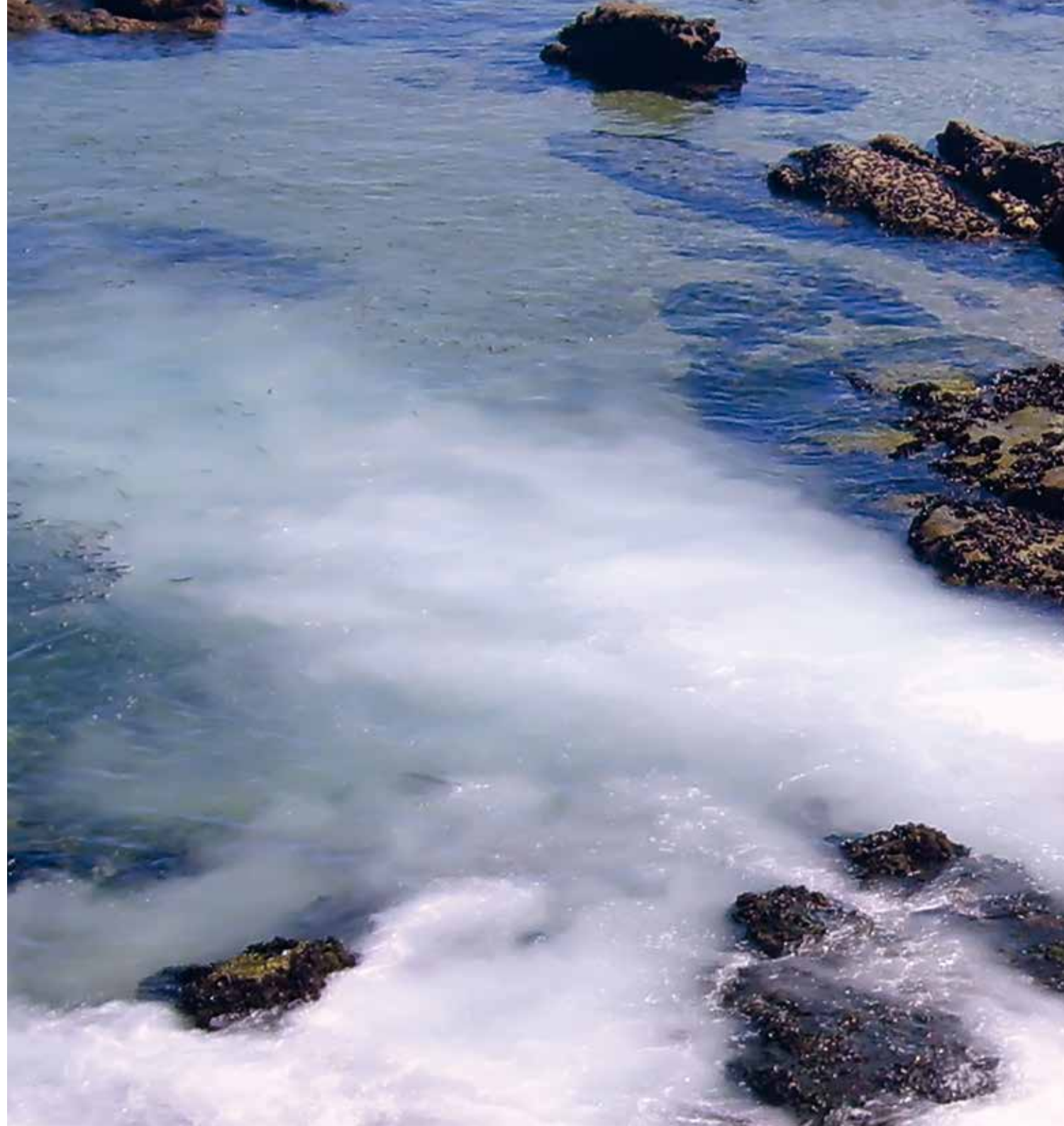
- Gammons, C.H., Babcock, J.N., Parker, S.R., Poulson, S.R. 2011. Diel cycling and stable isotopes of dissolved oxygen dissolved inorganic carbon, and nitrogenous species in a stream receiving treated municipal sewage. *Chemical Geology* 283: 44–55.
- Gartner, A., Lavery, P., Smit, J. 2002. Use of  $\delta^{15}\text{N}$  signatures of different functional forms of macroalgae and filter-feeders to reveal temporal and spatial patterns in sewage dispersal. *Marine Ecology Progress Series* 235: 63–73.
- Ruza, J., Bordas, M.A., Espinosa, G., Puig, A. 2007. Manual para la gestión de verteduras. Autorización de vertedura. (ed) Centro de Pbl. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 268.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, En: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. (Ed.), *Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Robinson, C., Tetreault, G., McMaster, M., Servos, M. 2015. Impacts of a tertiary treated municipal wastewater effluent on the carbon and nitrogen stable isotope signatures of two darter species (*Etheostoma blennioides* and *E. caeruleum*) in a small receiving environment. *Ecological Indicators* 60: 594–602.
- Scroggins, R., Borgmann, A., Miller, J., Moody, M. 2005. Strategies for monitoring environmental effects of industrial effluents. En: Blaise, C. and Féard, F. (ed): *Small-scale freshwater toxicity investigations*. Springer, Netherlands, pp. 906.
- SEPA. 2019. Protection of the Marine Environment; Scottish Environment Protection Agency: Stirling, UK.
- Udy, J., Dennison, W. 1997. Physiological responses of seagrasses used to identify anthropogenic nutrient inputs. *Marine Freshwater Resources* 48: 601–604.
- USEPA. 2014. Water Quality Standards Handbook Chapter 5: General Policies; USEPA: Washington, DC, USA.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. *Water* 12:2991.





## VI. Perturbacións non desexadas e obxectivos de calidade

Vertedura de granxa mariña instalada en terra. Foto: C. Carballeira



“Cos obxectivos de calidade preténdense evitar perturbacións non desexadas de modo que os efectos negativos da granxa sobre o medio nunca excedan os límites de calidade establecidos.”

## Perturbacións non desexadas

No deseño dun PVA é necesario establecer o tipo de alteracións ou perturbacións que se deben evitar para poder conseguir os obxectivos de calidade delimitados polos valores límite de certos parámetros ambientais ou criterios de calidade ambiental. Os cambios dos parámetros ambientais no medio receptor ocasionados polo cultivo fóra dos límites tolerables na ZEP e a súa contorna coñécense como *perturbacións non desexadas* (PnD). Se se superan os límites tolerables establecidos é cando a administración competente debe actuar, instando ó produtor a tomar as medidas oportunas.

No Capítulo III descríbense os impactos ecolóxicos potenciais ligados aos cultivos mariños intensivos instalados na parte litoral da zona terrestre, con todo, é preciso recoñecer aquelas PnD que deben priorizarse na vixilancia ambiental. Así, entre as perturbacións non desexadas están:

### No sistema peláxico

- Presenza de películas de aceites ou combustibles na capa superficial de auga ou cheiro manifesto a penso ou descomposición orgánica.
- Perda da calidade da auga por alteración significativa dos criterios de calidade fisicoquímicos convencionais.
- Aumento excesivo da dispoñibilidade de nutrientes que supoñan un incremento da produción primaria por encima de determinados niveis que puidesen conducir a procesos de eutrofización litoral.
- Presenza de micro-contaminantes en disolución por encima dos niveis de referencia admitidos.
- Ecotoxicidade dos efluentes por encima dos niveis de referencia admitidos.

### No sistema bentónico

- Existe unha serie de perturbacións non desexadas, comunmente ligadas a actividades acuícolas, que non adoitan observarse neste tipo de instalacións pero que é necesario vixiar visualmente. Entre as devanditas PnD están: a presenza de residuos sólidos (v.g. plásticos, cabos, envases, *fouling*, etc.) ligados á estrutura ou o mantemento das instalacións, as acumulacións de restos de penso como consecuencia de deficiencias na xestión da alimentación ou a presenza de restos (i.e., cadáveres, ósos) dos organismos cultivados.
- Debido á común ausencia de fondos de tipo detrítico– sedimentario no medio receptor será practicamente difícil observar acumulacións de materia orgánica derivada dos cultivos que poidan carrexar alteracións ecolóxicas significativas. Pola contra, ao ser dominantes os fondos rochosos inter e sub- mareais, é prioritario vixiar os cambios na estrutura e composición das comunidades (v.g. abundancia de especies oportunistas), cambios na produtividade primaria (v.g. eutrofización) ou a observación de alteracións, moleculares, fisiolóxicas ou teratoxénicas, en determinados organismos que forman parte da comunidade nativa receptora.
- Igualmente se priorizará a vixilancia de perturbacións non desexadas de hábitats sensibles localizados en ou próximos á zona de influencia potencial (ZIP), tales como fondos de maërl ou praderías de fanerógamas mariñas. Nestes casos non se deberán observar cambios na estrutura poboacional, a produtividade ou alteracións fisiolóxicas poboacionais que poidan chegar a supoñer unha regresión da comunidade ou a perda neta da superficie ocupada.
- Tamén será obxectivo prioritario vixiar as perturbacións non desexadas que puidesen ocorrer a especies comerciais en explotación (v.g. moluscos, algas, ourizos, etc.) ou non comerciais, pero con certo interese ecolóxico localizadas en áreas próximas ás instalacións.

Para máis información, unha descrición detallada doutros hábitats e especies susceptibles de ser perturbados pode consultarse no *Inventario español de hábitats y especies marinas* (Templado et al., 2012). Máis adiante nesta guía establécense e clasifícanse xerarquicamente os hábitats identificados no medio ambiente mariño español, o cal serve como punto de partida para a súa planificación e xestión; e remata coas fichas de especies contidas no *Inventario Español de Especies Marinas*, que son representativas e que contan con algún nivel de protección na normativa española e que se atopan nos devanditos hábitats.

## Obxectivos de calidade

A actividade acuícola obxecto de vixilancia podería perturbar nalgunha medida a calidade ambiental do ecosistema mariño, pero en ningún caso debe poñer en risco nin a súa funcionalidade nin a súa capacidade de rehabilitación, nin debe prexudicar aos servizos proporcionados polo ecosistema a outros usuarios deste dominio público. Asíse un grao limitado de efectos negativos sobre o medio, pero que en ningún caso deben transcender máis aló dos límites da zona de efectos permitidos ( ZEP).

Cos obxectivos de calidade *preténdese evitar perturbacións non desexadas de modo que os efectos negativos da granxa sobre o medio nunca excedan a ZEP nin os límites de calidade establecidos*. Concretamente, é necesario:

- Vixiar que as perturbacións non desexadas derivadas do cultivo que se poidan producir dentro da ZEP non superen os límites establecidos nas normas de calidade.
- Vixiar que as perturbacións non desexadas derivadas do cultivo non se estendan máis aló da ZEP. Vixiarase a contorna próxima da ZEP, pero tamén localidades de referencia para coñecer o estado e a evolución natural da zona de estudo sen perturbar. É necesario verificar que nas zonas de control ou de referencia non existe ningún tipo de afección, aínda que sexa de orixe distinta ao acuícola investigado. Neste sentido, alongar o estudo do gradiente ambiental xerado pola pluma máis aló da zona de influencia potencial (ZIP) facilita a vixilancia.

## Bibliografía

Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, Á., Serrano, A., Martín, L., Brito, A. 2012. Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 231.

## VII. Metodología integrada de avaliación do impacto ambiental

Toma de mostros con equipo autónomo. Foto: I. Bárbara.

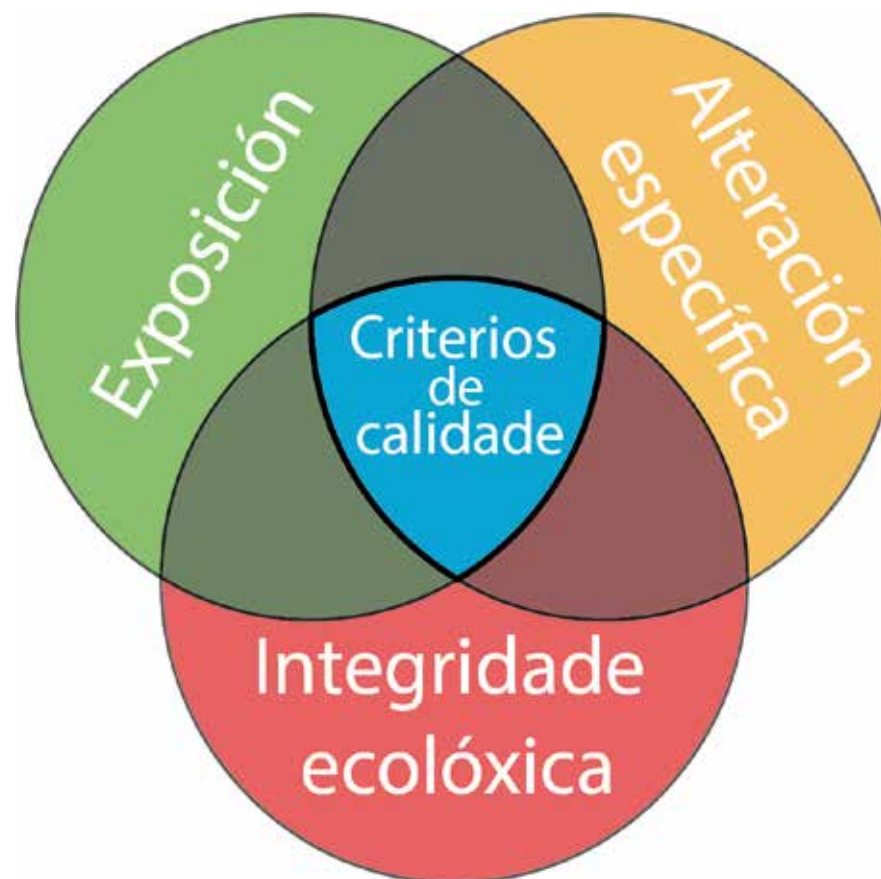


“O enfoque ecotoxicolóxico integrado é fundamental para a avaliación do impacto ambiental das augas residuais ao estar constituídas por combinacións complexas de substancias químicas cuxos efectos en conxunto son imposibles de predicir.”

## Aproximación conceptual: O peso da evidencia

No deseño do PVA expónse realizar dous tipos de vixilancia, unha metódica e outra visual. A vixilancia metódica aplícase a: as verteduras, que inclúe a súa análise química e ecotóxica sistemática, e aos ecosistemas receptores, mediante análises das perturbacións e a avaliación do seu estado ou integridade ecolóxica. A vixilancia metódica é moi complexa e para obter unha idea comprensiva do conxunto de relacións establecidas entre a multiplicidade de parámetros dun PVA é conveniente contar cunha aproximación conceptual axeitada. Para este fin pódese considerar a aplicación de investigacións baseadas no *peso da evidencia* (*Weight of evidence*, WOE) que nos permite determinar posibles impactos ecolóxicos debido a un conxunto de estresores fundamentados en varios eixos ou *liñas de evidencia* (*Lines of evidence*, LOE) (Chapman, 2007).

A análise química informa dos compostos presentes nas verteduras ou no medio, pero non indica de que forma se pode ver afectada a biota xa que iso depende dunha complexa secuencia de procesos, como a biodisponibilidade, a bioacumulación en órganos diana, a interacción entre contaminantes e das alteracións a nivel individual, poboacional ou da comunidade (Borgmann et al., 2001; Del Valls, 2007). A aproximación WOE permite integrar de forma sinxela as relacións que estes contaminantes teñen co medio que os rodea. A principal vantaxe destes métodos é a integración de resultados de moi distinta natureza; desde a degradación fisicoquímica do medio ata a alteración das comunidades biolóxicas receptoras. É unha aproximación flexible e permite engadir ou cambiar os eixos que o forman ou os estudos que integran cada un destes eixos, sempre que as integracións das liñas de evidencia permitan describir os criterios de calidade ambiental aos que se atopa sometido o medio circundante (área de solapamento das liñas) (figura 7.1). Aínda que orixinalmente se utilizou para avaliar a calidade dos sedimentos (Sediment Quality Triad) (Caeiro, 2004; Do Valls e Chapman, 1998; Morais- Caselles et al., 2009) é apropiada para explicar a relación entre un foco de contaminación e a extensión do impacto independente do medio físico estudado.



**Figura 7.1.** Esquema conceptual do método de vixilancia ambiental integrado aplicado. O método integrado consta de tres liñas de evidencia (LOE) e está baseado na aproximación do peso da evidencia (WOE).

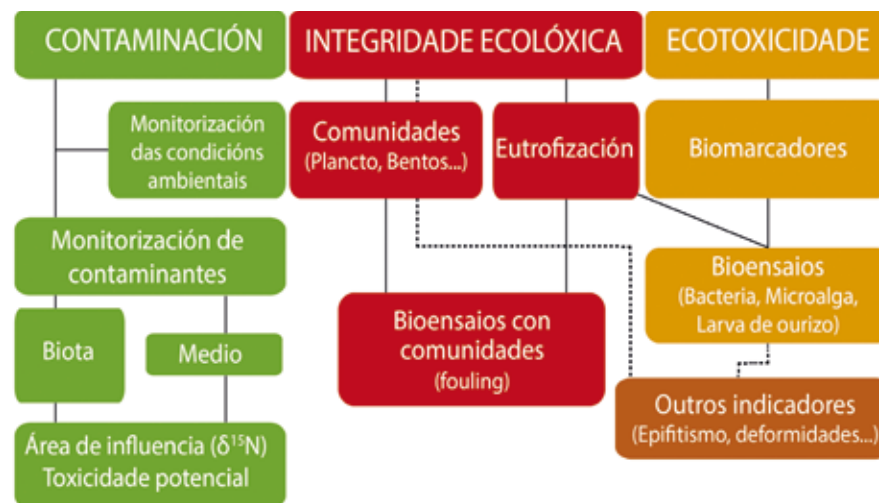
Para o deseño dun PVA integral das instalacións acuícolas que nos ocupan os estudos, agrúpanse en tres grandes eixos ou liñas de evidencia: **Exposición aos contaminantes, Toxicidade potencial e Integridade Ecolóxica.**

Este enfoque ecotoxicolóxico integrado é fundamental para a avaliación do impacto ambiental das augas residuais ao estar constituídas por combinacións complexas de substancias químicas. Ademais, as dúas primeiras liñas de evidencia tamén son útiles para supervisar a eficacia na xestión das granxas.

A continuación, descríbense as tres liñas de evidencia que precisa un PVA integral dos cultivos mariños intensivos instalados en terra da zona litoral de Galicia (figura 7.2).

### Exposición aos contaminantes

As granxas mariñas instaladas en terra localízanse habitualmente en costas expostas onde o elevado hidrodinamismo impide a sedimentación das partículas finas. Por iso, a aproximación tóxico- sedimentaria clásica, en calquera das súas versións: fase sólida, auga intersticial (porewater) ou interfase auga-sedimento, non é aplicable aos estudos de impacto ambiental destas granxas, facendo necesario recorrer a outras matrices alternativas. Neste caso, a determinación dos contaminantes máis destacables pódese realizar no efluente (previo á súa dilución no medio) e no medio receptor, xa sexa en auga ou en organismos nativos ou transplantados (mellor matriz de análise debida á maior concentración de contaminantes pola bioacumulación destes). Anteriormente comentouse que a análise química dos contaminantes presentes no efluente ou no medio non é suficiente para coñecer en que medida se pode ver afectada a biota, por iso, se debe priorizar a determinación dos contaminantes directamente nela. Así, comprobouse que os sólidos en suspensión desempeñan un papel fundamental no impacto tóxico das verteduras, debido a que moitos contaminantes (v.g. PAH, PCB, metais, praguicidas) son absorbidos sobre a superficie das partículas e predominantemente se atopan en fase non bioaccesible ( Gasperi et al., 2008; Zgheib et al., 2011; Li e Zuo, 2013). Un claro exemplo é o achegado por Latif e Licek (2004) que non atoparon correlación algunha entre parámetros químicos convencionais ou concentracións metálicas do medio cos resultados de 360 microbiotest realizados con efluentes, sedimentos e augas do medio receptor.



**Figura 7.2.** As tres liñas de evidencia, e os estudos que compoñen cada unha delas, propostas para o Plan de Vixilancia Ambiental Integrado dos cultivos mariños intensivos instalados en terra da zona litoral de Galicia.

Dentro desta liña de evidencias, para facilitar a vixilancia ambiental do ecosistema receptor debe restrinxirse o estudo dentro duns límites espaciais, sendo necesario para iso determinar a extensión da zona de efectos permitidos (ZEP), da zona de influencia potencial (ZIP) e, en certos casos, a zona de mestura (ZM).

### Análise fisicoquímica das verteduras e do medio

A detección de contaminantes na vertedura poderíase levar a cabo de maneira cuantitativa se se coñecese *a priori* o tipo de produtos químicos presentes, que poden ser moi dispares e se existise información pública dispoñible sobre o tipo de substancias empregadas e cales alcanzan os límites de detección só en esporádicas ocasións (Sapkota et al., 2008; Burr ridge et al., 2010). A rápida e elevada dilución e dispersión da vertedura no medio batido



Parámetro	Auga de Entrada	Auga de Saída
pH	7,98±0,48	7,70±0,61
NH <sub>3</sub> (mg/l)	0,31±0,12	0,56±0,42
NO <sub>2</sub> (mg/l)	0,041±0,011	0,075±0,016
NO <sub>3</sub> (mg/l)	0,170±0,041	0,198±0,022
S.S. (mg/l)	13±16	18±12
TOC (mg/l)	6,06±3,02	7,63±1,94
PO <sub>4</sub> (mg/l)	0,18±0,05	0,24±0,04

**Táboa 7.1.** Valores representativos (media e intervalo de confianza do 95%) dos parámetros utilizados no control rutineiro das verteduras procedentes das granxas mariñas instaladas en terra no litoral de Galicia.

dificulta aínda máis a detección dos contaminantes presentes na columna de auga.

A análise do efluente antes da súa dilución é unha ferramenta rutineira pero aínda así é pouco sensible debido a que o elevado caudal bombeado destas granxas dilúe fortemente os contaminantes, ademais é necesaria a toma de mostras de forma periódica e intensiva para evitar a baixa representatividade dos resultados. Para unha correcta detección dos contaminantes é conveniente intensificar a periodicidade da toma de mostras, para aumentar a súa representatividade, supón incrementar fortemente o custo analítico, sobre todo dos contaminantes traza. Por iso, isto só se realizaría cando existisen fundadas sospeitas da presenza de determinados compostos tóxicos nas verteduras.

Aínda que a determinación das concentracións de compostos en auga e verteduras é pouco adecuada para predicir a evolución do medio receptor, un control da xestión da granxa pódese levar a cabo en función das diferenzas observadas entre as características fisicoquímicas convencionais (v.g. pH, SS, amonio...) da auga de entrada e de saída. Este tipo de análise debería

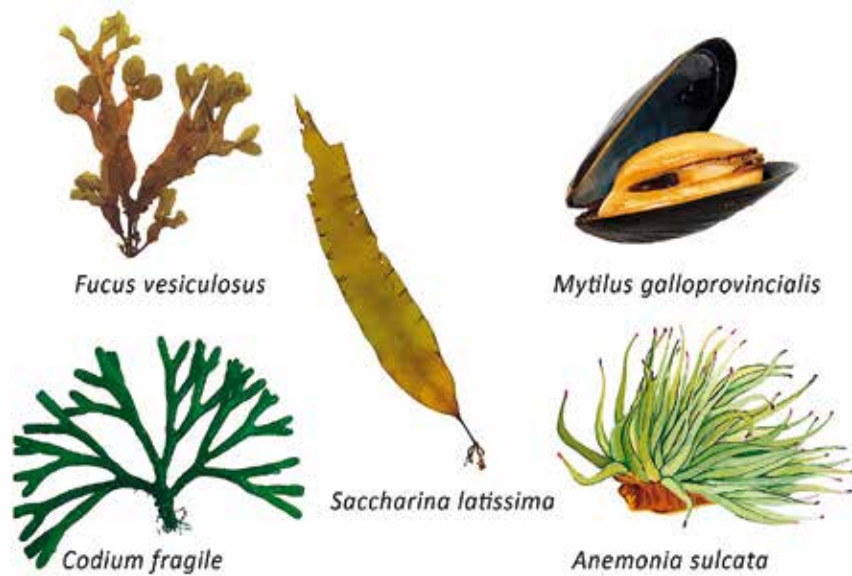
realizarse de maneira rutineira, ou mesmo en continuo, tanto para controlar a calidade da auga ingresada como a vertida e que constitúen o compoñente básico dos PVA convencionais.

## Contaminantes asociados ás granxas instaladas en Galicia

**Análises das verteduras.** Cos datos analíticos, fornecidos por Augas de Galicia, procedentes de 18 granxas galegas tomados durante o período 2000-2008, e os dun estudo piloto, obtivéronse os valores representativos dos parámetros utilizados nos controis rutineiros das verteduras destas granxas (Carballeira et al. 2012b; 2012f) (Táboa 7.1).

Ao comparar as medias dos parámetros de acordo coa auga de entrada e de saída, observouse na vertedura un descenso medio do pH de 0,3 unidades, así como un incremento dos sólidos en suspensión, carbono orgánico total, fosfatos e das distintas formas do nitróxeno (nitritos, nitratos e amonio). As medidas fisicoquímicas da vertedura representan unha análise prospectiva que ha de ser empregada dentro do PVA debido ao seu baixo custo respecto á cantidade de información proporcionada sobre a xestión da granxa. Nun estudo recente (Carballeira et al., 20018) observouse que a turbidez foi o parámetro que mellor indicaba a achega orgánica das granxas sendo 0 nas augas de entrada mentres que chegaba a alcanzar as 3,88 unidades nefelométricas e cunha media de  $1,92 \pm 0,72$  ntu nas de saída. Por este motivo, a turbidez debería ser incluída dentro das análises convencionais dos efluentes.

Na análise de microcontaminantes das verteduras (metais, metaloides, antibióticos e praguicidas asociados ás técnicas acuícolas) todos eles atopáronse por baixo dos límites de detección. Ademais, todas as concentracións de metais estiveron por baixo da concentración media dos niveis de fondo determinada para augas meso- polihalinas (Tueros et al., 2008). O elevado custo deste tipo de análise e o descoñecemento das substancias, que poden ser usadas de maneira esporádica, limita a utilidade destas medidas en verteduras e na auga do medio receptor para ser incluídas de maneira rutineira dentro do PVA. Pola contra, a análise corporal de organismos (por



Algúns organismos que foron empregados como biomonitores da costa galega.

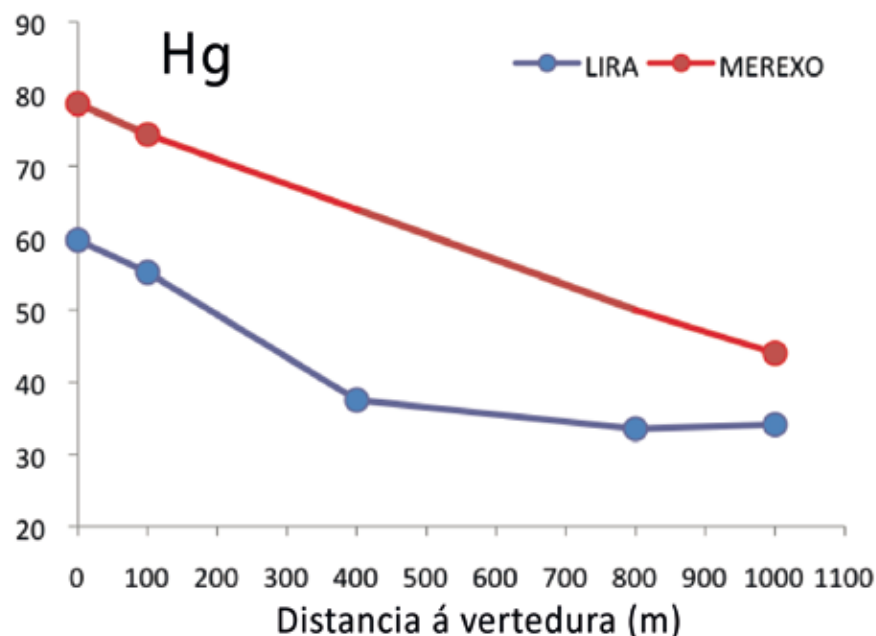
bioacumulación) facilita a detección dos microcontaminantes emitidos e é unha medida representativa da exposición a longo prazo, moi interesante para a avaliación do risco potencial.

**Análises de biomonitores.** A análise de contaminantes no medio (auga ou sedimentos) non permite predicir a súa toxicidade para a biota (Aly et al., 2012; Wang et al., 2010; Rainbow, 2006). Os contaminantes do medio poden ser avaliados mediante a análise do contido corporal en organismos nativos ou transplantados (Villares et al., 2002). Estes organismos coñécense como biomonitores e han de ser preferentemente especies sésiles, con biomasa considerable, fácil identificación, fáciles de transplantar e que pertencen a niveis tróficos distintos e representativos das diferentes vías de entrada dos

contaminantes. Estas características fan que as macroalgas sexan recoñecidas como bioindicadores útiles da contaminación na auga de mar (Chaudhuri et al., 2007; Ditchburn e Carballeira, 2019). Aínda que varios factores internos e externos determinan a absorción dos contaminantes polas macroalgas (v.g. acumulación selectiva de metais), aínda se considera que proporcionan unha boa información cualitativa do nivel de contaminación e da calidade ambiental dunha área (Conti e Cecchetti, 2003).

No estudo piloto realizado en Galicia, comprobamos que as especies máis útiles como biomonitores da contorna das granxas eran as macroalgas pardas pertencentes ao xénero *Fucus* sp. (*F. vesiculosus*, *F. spiralis*, *F. serratus*) e *Laminaria saccharina*, e a alga verde *Codium fragile*. Estas algas están largamente estudadas, atópanse amplamente distribuídas no Atlántico Norte e son moi habituais nas costas galegas. *Codium* sp. é especialmente abundante nas zonas próximas ás verteduras, actuando como indicador de concentracións elevadas de formas nitroxenadas O mexillón (*Mytilus galloprovincialis*) é un dos organismos máis comúns e estudado das nosas costas, e a anemone (*Anemonia sulcata*), indicadora de sólidos orgánicos en suspensión tamén moi abundante nas zonas afectadas pola vertedura. Ademais, todas estas especies son facilmente transplantables, o que facilita a biomonitorización na ausencia de especies nativas.

Algúns metais, como Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb e Zn, están asociados á actividade piscícola por ser constituíntes de desinfectantes e de produtos *antifouling* e por atoparse nos pensos dos peixes (Dean, 2008; NOFIMA, 2016). Co fin de detectar a posible bioacumulación doutros elementos non recollidos na bibliografía, Rey-Asensio et al. (2010) realizaron unha exhaustiva análise de metais e metaloides na contorna de 8 granxas galegas. Soamente atoparon pequenos incrementos na concentración corporal de Cu, Hg, Ni e Pb, bioacumulados por *S. latissima* e *A. sulcata* recollidas en zonas próximas á vertedura. Destacou a presenza de Hg en anemone (figura 7.3) cuxo orixe puidese estar relacionado coa fariña de peixe fornecida como alimento. Os mesmos autores realizaron unha sondaxe da presenza de antibióticos e praguicidas. Analizaron os antibióticos autorizados máis utilizados no cultivo de peixes planos: amoxicilina, oxitetraciclina, acedo oxolínico, flumequina, sul-



**Figura 7.3.** Concentración corporal de Hg (ppb) en *Anemonia sulcata* recolectada na área de influencia de dúas piscifactorías mariñas instaladas en terra do litoral galego.

fadiazina, ampicilina e estreptomicina. As concentracións destes antibióticos atopáronse, en todos os casos, por baixo dos límites de seguridade establecidos para a alimentación humana. Respecto á sondaxe de praguicidas, soamente prometrina, prometón e clorotalonil foron detectados en pequenas concentracións en transplantes de *S. latissima*.

Os escasos resultados obtidos e o seu elevado custo limitan a operatividade da análise de microcontaminantes na auga. Con todo, a análise corporal de microcontaminantes, en organismos seleccionados como monitores, ademais de facilitar a vixilancia ambiental fornece información sobre a extensión da área de exposición e o grao de impacto potencial das verteduras.

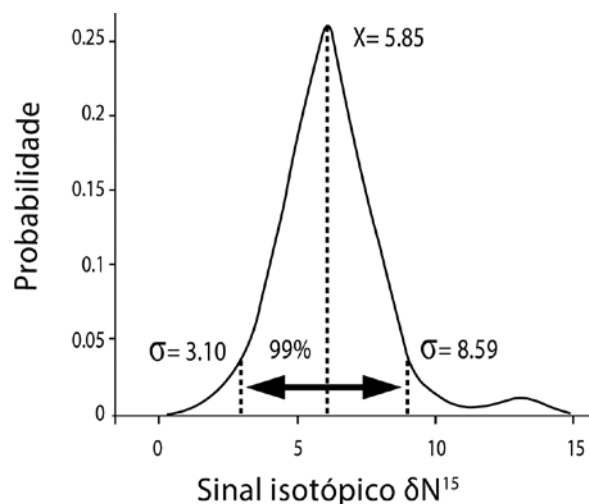
## Análises de marcadores de exposición ás verteduras

Un dos principais aspectos en vixilancia ambiental é coñecer a extensión do impacto que pode ser xerado por unha determinada actividade. No caso das gaiolas mariñas, a determinación de parámetros sinxelos como a combinación Eh-pH fornecen unha ferramenta realista, económica e válida para avaliar as condicións de enriquecemento orgánico do sedimento e, ademais, axudan a deslindar facilmente a área de influencia das granxas (Schaanning e Hansen, 2005; Carballeira e Carballeira, 2014). Actualmente, aínda que soamente foron postas a punto localmente, están a aplicarse técnicas de análises de imaxes e acústicas que facilitan a avaliación espacial do enriquecemento orgánico na contorna das granxas (Holmer et al., 2002; 2005; Wildish et al., 2003; 2004). Con todo, a ausencia de sedimentos finos en zonas expostas limita a posibilidade de aplicar este tipo de caracterizacións, polo que se propón como método alternativo a análise de marcadores de exposición (v.g. microcontaminantes en biomonitores). Neste sentido, comprobouse que a determinación de isótopos estables de nitróxeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) en organismos sésiles bentónicos é o marcador máis sensible de exposición en áreas afectadas por estas verteduras (Carballeira et al., 2011b).

## O sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ como marcador de exposición ás verteduras

De xeito natural atópanse dúas formas de nitróxeno no medio; a máis común contén sete protóns e sete neutróns ( $^{14}\text{N}$ ) e a outra forma contén un neutrón extra ( $^{15}\text{N}$ ). Estes isótopos prodúcense nunha proporción constante na atmosfera, que é utilizada como estándar (Nier, 1950; Robinson, 2001). Esta proporción varía en función das vías metabólicas e das diversas reaccións do ciclo do N que a molécula segue. O sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  obtense ao determinar a *relación isotópica*  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  ( $R_{\text{problema}}$ ), tanto en mostras bióticas como abióticas (Savage, 2005), e comparala coa do aire ( $R_{\text{estándar}}$ ):

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = (R_{\text{problema}} / R_{\text{estándar}} - 1) \times 10^3$$



**Figura 7.4.** Rango de referencia rexional da relación isotópica  $\delta^{15}\text{N}$  no biomonitor piloto *Fucus vesiculosus*. Tomado de Carballeira (2013).

As técnicas isotópicas utilizáronse amplamente nos ecosistemas acuáticos para caracterizar desde a captación dos isótopos do medio polos produtores primarios, como liña base isotópica, ata a transferencia aos niveis tróficos superiores (Peipoch et al., 2012; Finlay e Kendall, 2007; Boecklen et al., 2011). A composición isotópica do N en disolución ou particulado depende da fonte (v.g. para os residuos urbanos é de  $\approx 10$  0/00), polo que o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  é unha boa ferramenta para identificar fontes de nitróxeno de orixe antropoxénico e en que medida se pode transferir á biota (Kendall et al., 2007; Lefebvre et al., 2007; Kohzu et al., 2008).

O sinal isotópico do nitróxeno, determinado en mostras abióticas ou bióticas, foi utilizado con éxito como trazador dos efluentes nitroxenados liberados por granxas de peixes (Costanzo et al., 2004; Dolenc et al., 2007; Jones et al., 2001; Lin e Fong, 2008; Lojen et al., 2005; Sarà et al., 2004; Aguado et al. 2013; Carballeira et al. 2011 b). Igual que outros parámetros fisicoquímicos, a aproxi-

mación abiótica máis utilizada no medio mariño e lacustre, é inviable nas costas expostas pola falta de sedimentos. Doutra banda, a  $\delta^{15}\text{N}$  en auga ou en materia en suspensión presenta unha gran variabilidade espazo-temporal, o cal esixe un gran esforzo de mostraxe (v.g. para establecer a ZIP) o que a fai desaconsellable. En consecuencia, para a vixilancia ambiental das granxas que verten a costas expostas é preferible determinar a  $\delta^{15}\text{N}$  en organismos sésiles nativos ou transplantados (Gröcke et al., 2017), entre os cales as macroalgas sub ou inter mareais ofrecen uns bos resultados (Ditchburn e Carballeira, 2019).

As algas absorben e asimilan o N procedente das augas residuais, o cal se reflicte no sinal isotópico dos seus tecidos. Ao non existir selectividade entre os isótopos,  $^{15}\text{N}$  e  $^{14}\text{N}$ , e que o sinal diminúe na zona inmediata da vertedura



Exemplar de *Fucus vesiculosus* disecionado para un estudo retrospectivo da bioacumulación de contaminantes.

(xa que adquiren máis rapidamente o  $^{15}\text{NH}_4^+$ ) e aumenta co subministro de nitritos e nitratos, nas algas recollidas ou transplantadas na contorna dunha vertedura permiten detectar e determinar a extensión do N biodisponible procedente das granxas (Deutsch e Voss, 2006; Lin e Fong, 2008; Savage e Elmgren, 2004). A pesar de que as especies produtoras primarias presentan diferentes procesos fisiolóxicos e taxas metabólicas, son escasos os estudos que comparan a capacidade específica de captación isotópica no medio mariño. Viana et al. (2010; 2011) comparan o  $\delta^{15}\text{N}$  de tecidos procedentes de diferentes especies de macroalgas nas costas de Galicia e obteñen unha correlación significativa entre todas elas.

É dicir, o feito de que os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  son máis dependentes da localización que do tipo de organismo apoia o uso prioritario dos produtores primarios como biomonitores de fontes de nitróxeno, sobre todo cando se estudan gradientes de contaminación. Ademais, comprobouse que as especies do xénero *Fucus* spp. son excelentes biomonitores e están amplamente estendidas nas costas galegas (Rise et al., 2000; Savage e Elmgren, 2004). No caso das piscifactorías mariñas instaladas en terra do litoral de Galicia a medida de  $\delta^{15}\text{N}$  revelou ser un excelente marcador de exposición en todos os biomonitores analizados (algas, moluscos, anémones...), mostrando claramente a existencia de gradientes de exposición ás verteduras coa distancia aos emisarios (Rey-Asensio et al., 2010).

Para a interpretación correcta dos resultados é conveniente coñecer a variabilidade temporal, as diferenzas inter-específicas na bioacumulación do sinal isotópico de  $\delta^{15}\text{N}$  e os niveis de fondo. O nivel de fondo (NF) corporal dun contaminante é un *valor por debaixo do cal se considera que a contaminación é nula*. O NF deste sinal isotópico é un intervalo, de tal forma que un medio pode estar alterado tanto se se observa o aumento como a diminución do sinal respecto a os límites de referencia establecidos. O sinal presentou escasas diferenzas entre macroalgas nativas, por iso, calculáronse unicamente os valores de fondo rexionais para *Fucus vesiculosus*, que pode ser utilizada como patrón ao ser unha macroalga amplamente repartida no litoral de Galicia (Viana et al., 2011). Na figura 7.4 pódese observar o valor medio (5,85 ‰) e o rango de referencia obtido para a macroalga piloto en Galicia (Carballeira, 2013).

Aínda así, para poder ter en conta estes valores é necesario comprobar que á pluma da vertedura non se asocien verteduras doutra natureza (un arroio, outro emisario...) que puidesen enmascarar os resultados do emisario problema, diminuíndo ou aumentando o sinal. Por este motivo e outras circunstancias que poidan ocorrer recoméndase a determinación do nivel de referencia do marcador antes de que se instalen os cultivos (estado preoperativo).

Como xa se comentou anteriormente, as deficiencias desta técnica, debido principalmente á superposición isotópica de fontes potenciais, pódense compensar mediante a medición simultánea doutros isótopos adicionais ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{34}\text{S}$ ) (Samper-Villarreal, 2020).

Recentemente, Howarth et al. (2020) verifican en condicións de laboratorio que a incorporación do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  en macroalgas, concretamente en *C. crispus*, pode estar condicionada pola temperatura e concentración e as formas de nitróxeno presentes ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$ ). Tamén consideran que é improbable que as macroalgas alcancen o equilibrio isotópico co seu contorno externo dentro dun período de tempo típico para a maioría dos estudos de campo (é dicir, transplantes), aínda que isto non invalida a utilidade das macroalgas para resaltar diferenzas. Valores isotópicos relativos entre fontes incluso a concentracións moi baixas de nitróxeno ( $<4\mu\text{M}$ ). Bailes e Gröcke (2020) suxiren un novo método para discernir fontes de contaminación por nitróxeno no medio mariño transplantando macroalgas marcadas isotópicamente, máis alá da variación natural nas condicións de laboratorio, a un ambiente costeiro problemático. As macroalgas enriquecidas con isótopos  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{14}\text{N}$  unha vez transplantadas poderían assimilar o nitróxeno dominante na zona e avanzar cara aos valores isotópicos asociados á fonte responsable. Este enfoque pode proporcionar unha alternativa eficiente e de baixo custo aos métodos analíticos para determinar e controlar a contaminación por nitróxeno na auga.

É preciso sinalar que no punto máis próximo ao emisario ( $< 50$  m) de todas as granxas monitoradas se observaron valores moi baixos de  $\delta^{15}\text{N}$  nas macroalgas, similares ou mesmo inferiores ao valor control. Isto é debido a que os organismos fotosintetizadores teñen preferencia polas formas reducidas

do nitróxeno, neste caso amonio, que reduce o valor do sinal fronte ás súas outras formas nitroxenadas e que son rapidamente oxidadas ( nitritos e nitratos), aumentando así o valor do sinal. Exceptuando os valores atopados no punto inmediato á vertedura, o sinal é elevado nos arredores do emisario e diminúe coa distancia segundo a carga emitida e a capacidade dispersiva do medio (Carballeira et al., 2011b).

Observouse unha baixa variabilidade estacional de  $\delta^{15}\text{N}$  determinada en macroalgas nativas (Carballeira et al., 2013b), pero aínda así, como estas variacións están directamente relacionadas coa carga contaminante, recoméndase homologar a súa determinación realizándoa sempre na mesma época. A maior actividade das granxas ocorre de finais de verán a principio de outono, momento de máximo impacto potencial e no cal deberían realizarse os estudos. Igualmente se procedería se as determinacións se realizaran en espécimes transplantados ou en bioensaos (v.g. bioensaio de discos de *Ulva sp.*, comunidades colonizadoras de substratos artificiais...), nese caso ademais sería necesario estandarizar o tempo de exposición dos biomonitores.

Desafortunadamente, o sinal dos tecidos das macroalgas diminúe co tempo, probablemente debido á eliminación do N externamente adherido (partículas) ou á translocación das formas isotópicas do Nitróxeno, o que imposibilita a realización de prácticos estudos retrospectivos, que permitirían reducir os custos da vixilancia pois unha soa mostra indicaría os valores de exposición correspondente aos 3-5 anos precedentes (Carballeira et al., 2014).

Recentemente o noso grupo de investigación comprobou que nas nosas costas o grao de bifurcación das frondes desta especie é moi pronunciado dependendo da época do ano e das condicións ambientais, un impedimento maior para a realización de estudos retrospectivos con esta especie de macroalga.

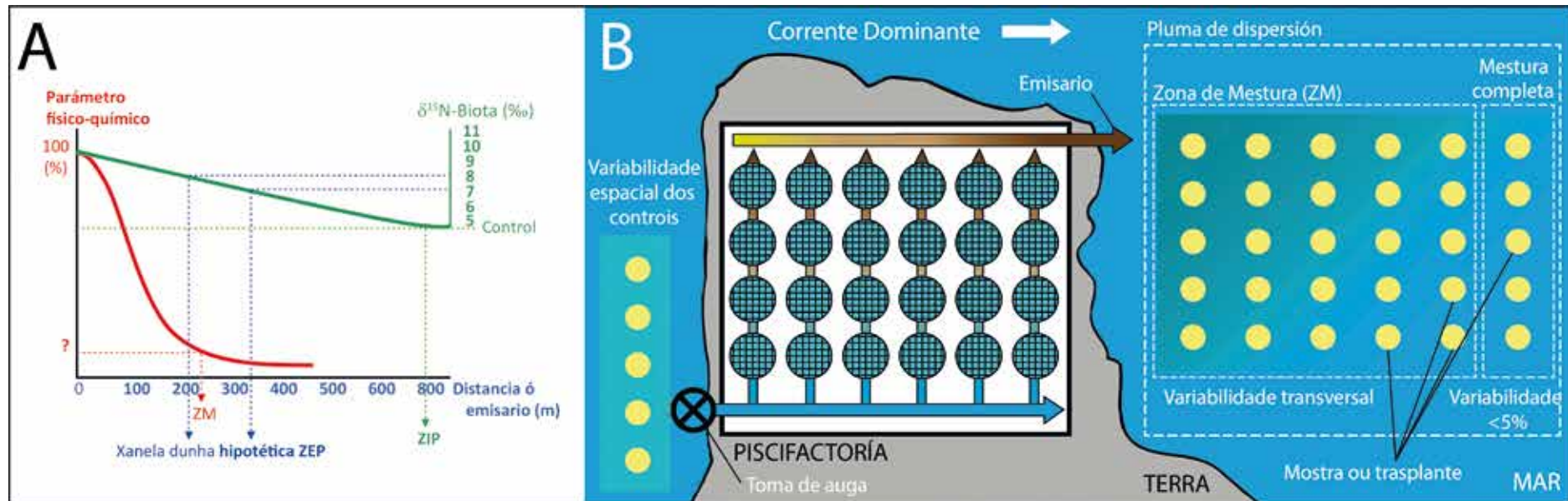
### Utilidade do sinal isotópico $\delta^{15}\text{N}$ para deslindar a Zona de Influencia Potencial (ZIP) e a Zona de Mestura (ZM)

A mellor forma de determinar a distancia ZIP é realizar unha mostraxe de organismos nativos ou dispoñer transplantes de maneira gradual respecto

ao emisario. A distancia máxima na que potencialmente se podería observar algún efecto tóxico ou trófico se delimita cando desaparecen as diferenzas significativas do marcador de exposición utilizado respecto ao control. Como control poderanse utilizar as mostras do gradiente máis afastadas do foco, posto que a resposta gradual é auto-explicativa, ou as mostras recollidas na zona de onde se capta e bombea a auga ao interior das instalacións, ou tomar o nivel de referencia preoperativo (anterior ao comezo dos cultivos) (figura 7.5 A). Igual que para a ZIP, para delimitar a ZM dunha granxa de maneira integrada no tempo, podemos utilizar como marcador o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  N determinado no medio ou organismos nativos ou transplantados. Temos dúas opcións: definir a ZM por unha determinada isopleta a (v.g. 1 %) do marcador na pluma do emisario ou considerar que a mestura é completa cando a variabilidade do marcador nunha sección transversal da pluma é inferior a un valor dado b (v.g.  $\leq 5\%$ ). Respecto á primeira opción, se se utiliza o sinal  $\delta^{15}\text{N}_{\text{biota}}$  como marcador, habemos de sinalar que é un proceso bioacumulativo e que non responde igual que un proceso de dilución (figura 7.5 A), polo que necesitaríamos dispoñer dun factor de corrección baseado, v.g. na dilución real de  $\delta^{15}\text{N}$  na auga fronte á do emisario ou na dilución doutro marcador fisicoquímico, do que actualmente non dispoñemos de información algunha. A segunda opción é menos complex, pero na maior parte dos casos só sería posible levala a cabo expoñendo transplantes en varias seccións transversais ao longo da pluma. Necesitaríanse polo menos 3-5 transplantes para cada sección transversal (figura 7.5 B).

### Delimitación da Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

A análise corporal de contaminantes é unha medida directa do grao de exposición dos organismos nativos ou transplantados ás verteduras e, por tanto, máis apropiada para a estima dos riscos potenciais que a aplicación de modelos de dispersión baseados na vertedura ou na masa de auga receptora. Ademais, os marcadores corporais poden ser correlacionados facilmente co estado biolóxico dos organismos, co grao de integridade ecolóxica das comunidades ou cos resultados de probas de toxicidade *in vitro* das verteduras. Por exemplo, Carballeira et al. (2011b) e Carballeira (2013) atopan correlacións significativas entre o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  determinado en orga-



**Figura 7.5.** Representación dun caso hipotético de determinación das zonas de mestura ( ZM), de influencia potencial máxima ( ZIP) e de efectos permitidos (ZEP).

**A)** Determinación da ZM en función da isopleta dun marcador fisicoquímico (en vermello). Determinación da ZEP en función dos límites de exposición de  $\delta^{15}\text{N}$  biota que se corresponden cos límites de efectos permitidos (en verde).

**B)** Determinación da ZM en función da variabilidade transversal dun marcador en cada sección da pluma da vertedura

nismos, afectados polas verteduras de piscifactorías mariñas instaladas en terra, e as alteracións histopatolóxicas observadas en moluscos, a estimulación do crecemento de macroalgas e as alteracións das comunidades colonizadoras de substratos artificiais. Deste xeito, pódese delimitar a ZEP en función de *límites de exposición* que se correspondan con *límites de efectos permitidos* (figura 7.5 A).

Este esquema de avaliación do risco é máis apropiado, pero tamén máis custoso, que o baseado na comparación de resultados de probas de toxicidade

cos de modelos de dispersión da pluma. Esta segunda opción consiste basicamente en comprobar a dilución do efluente no medio receptor a través da delimitación da pluma e mapear a pluma; a continuación, sobre o mapeado estúdase a coincidencia de cada bioensaio de toxicidade realizado coa concentración equivalente no efluente para estimar a magnitude da zona de efectos permitidos. Pero esta aproximación depende da capacidade de delimitación da pluma completa do efluente, que xa vimos que é precaria debido a que o penacho do efluente non é estático e está suxeito a cambios por unha ampla variedade de influencias (Scroggins et al., 2005).

Samper-Villarreal (2020) realiza unha revisión exhaustiva dos estudos publicados sobre o uso do sinal  $\delta^{15}\text{N}$ , determinada fundamentalmente en macroalgas e sedimentos, para identificar a carga e fontes de nutrientes nos sistemas costeiros. Considera que é unha técnica máis precisa e rendible que as baseadas nas análises da auga e que as deficiencias desta técnica debidas principalmente á superposición isotópica de fontes potenciais pódense compensar mediante a medición simultánea doutra variables clave (e. g. medida de isótopos adicionais como  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{34}\text{S}$ ).

Segundo o escenario, a ZEP podería ser menor ou maior que a ZM. Se a ZEP < ZM quere dicir que a dilución do efluente, mesmo antes de que se produza a mestura completa (ZM), xa é suficiente para que non altere o estado ecolóxico do medio receptor. Pola contra, se a ZEP > ZM a dilución xa é completa pero a vertedura afecta igualmente ó estado ecolóxico do medio receptor máis aló da ZM. En consecuencia, a ZEP é independente da ZM.

Resumindo, o sinal isotópico do nitróxeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) determinada en organismos é un *excelente marcador de exposición* porque:

- Reflicte a interacción entre a carga contaminante e a *capacidade dispersiva* do medio (descriptor de exposición). Esta interacción, única en cada escenario, é difícil de estimar pola súa gran variabilidade espazo-temporal dependente de numerosos factores ambientais.
- A penas existen diferenzas inter-específicas no sinal isotópico dos produtores primarios debido a que esta depende da proporción isotópica absorbida e non da eficiencia asimiladora específica.
- É unha medida pouco variable no tempo e representa a *exposición media integrada* aos contaminantes e nutrientes biodisponibles.
- A medida en organismos de diferente nivel trófico informa do *grao de transferencia trófica* dos nutrientes e, por extensión, dos contaminantes.

- Aínda que os resultados dun descriptor de exposición non implican ningún efecto adverso resultante desta exposición, si proporcionan un medio para identificar con precisión (alta resolución espacial) o impacto potencial e os sitios de control para a avaliación dos efectos relacionados coas verteduras.
- O establecemento de estreitas correlacións entre o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  en organismos e os efectos tóxicos ou tróficos observados serán de gran axuda para a vixilancia ambiental rutineira.
- É un marcador robusto, fácil de determinar e pouco oneroso, aplicable a todo tipo de matrices .

## Toxicidade das verteduras

A segunda liña de evidencia do método integrado consiste en caracterizar a ecotoxicidade das verteduras. Non existen modelos capaces de predicir os efectos tóxicos ou tróficos a partir da determinación analítica dos contaminantes en mesturas complexas de composición parcialmente descoñecida, como son os efluentes das piscifactorías. Incluso a análise corporal dos contaminantes (bioacumulación) non é máis que unha medida de exposición, da que só se pode extraer unha avaliación do risco potencial. Por iso, a realización de bioensaios de ecotoxicidade coas verteduras é coñecido, en xeral, como o mellor método para avaliar os efectos tóxicos e tróficos (Pandard et al., 2006). Os bioensaios permiten determinar o efecto de axentes externos físicos e químicos a calquera nivel de organización biolóxica, en condicións naturais (*in situ*) ou controladas en laboratorio (*in vitro*). Os bioensaios *in situ*, polas súas condicións intrínsecas, ligámoslos á liña de evidencia sobre a integridade ecolóxica do ecosistema receptor.

Neste apartado trátanse os bioensaios coas verteduras realizadas *in vitro* para coñecer a toxicidade combinada dos contaminantes biodisponibles da vertedura. A toxicidade observada será o resultado da interacción entre as substancias nocivas e o sistema biolóxico, incluíndo a degradación á que se atopan sometidas as substancias e que, á súa vez, nos informa da súa



persistencia. A toxicidade e persistencia son os compoñentes principais do risco ambiental.

O risco ambiental determinarase mediante unha batería de bioensaios con especies: fáciles de manipular, sensibles aos tóxicos, que representen funcións ecolóxicas relevantes e que pertencen aos distintos niveis tróficos co fin de abarcar todos os posibles efectos nunha comunidade.

Os efectos ecolóxicos dos efluentes das piscifactorías son de dous tipos: **Tróficos e Tóxicos**. Aqueles organismos (v.g. os produtores primarios) cuxo desenvolvemento dependa, directa ou indirectamente, da presenza de nutrientes no medio poden verse afectados por ambos efectos. Isto pode supoñer un inconveniente, que denominamos **factor de confusión**, cara á interpretación dos resultados obtidos nos bioensaios con este tipo de organismos (Postma et al., 2002; Mendonça et al., 2009; Vasquez y Fatta-Kassinis, 2013). Con todo, este factor de confusión pode ser parcialmente eludido debido a que dentro do esquema da vixilancia triaxial pódense recoñecer claras interaccións entre descritores pertencentes a distintas liñas de evidencia (v.g. bioacumulación de contaminantes - biomarcadores de efecto; relación isotópica  $\delta^{15}\text{N}$  - eutrofización), o que mellora e reforza a comprensión das relacións de exposición-efecto dos bioensaios e que, por suposto, facilitan a vixilancia ambiental.

## Bioensaios de toxicidade

Desde os anos 1970s desenvolvéronse numerosos bioensaios para estudar os efectos dos contaminantes no medio acuático (Selck et al., 2002). Actualmente son numerosísimas as técnicas de bioensaio, desenvolvidas e estandarizadas en maior ou menor grao, para aplicar en programas de vixilancia ambiental (Hylland, 2001; ICES, 2002). Anderson et al. (2004) realizan unha revisión crítica das probas de toxicidade estándar (EPA-USA; ASTM), por ser as probas regulamentarias máis utilizadas en avaliacións de risco ecolóxico, pero tamén son aplicables para avaliacións con verteduras perigosas, avaliacións de danos a recursos naturais ou outras situacións que requiren avaliacións de toxicidade.

A principal vantaxe da realización de bioensaios con mesturas complexas de contaminantes é a integración de todos os efectos (aditivos, sinérgicos ou antagónicos) exercidos polas fraccións biodisponibles de cada contaminante presente e non só dos que se poidan detectar mediante análise química (Cairns et al., 1975; Carballeira et al., 2012b).

## Selección de bioensaios

Os resultados obtidos cos bioensaios de campo ou *in situ* representan a ecotoxicidade de maneira máis realista que os realizados *in vitro* ao estar os organismos expostos aos contaminantes baixo as condicións ambientais naturais, é dicir, son unha medida do estado da integridade ecolóxica dos ecosistemas receptores. Ademais, os resultados destes bioensaios pódense correlacionar cos datos de bioacumulación ou de biomarcadores determinados nos mesmos organismos ensaiados, sexan nativos ou transplantados (Do Valls, 2007; Martín-Díaz et al., 2005). Aínda así, os bioensaios *in situ* non son fáciles de interpretar porque algúns parámetros do medio poden alterar aos organismos test enmascarando o efecto dos tóxicos contidos nas verteduras (v.g. obstrución de mallas de confinamento; redución de intensidade lumínica, etc.). Ao contrario, os bioensaios de laboratorio ou *in vitro* xorden pola necesidade de estandarizar as avaliacións ecotoxicolóxicas de substancias químicas puras ou complexas e toda clase de mostras ambientais, baixo condicións controladas, o que permite establecer curvas de concentración-efecto de referencia (*curvas doses-resposta*).

Os ensaios pódense clasificar polo *tipo de resposta* (toxicidade aguda ou crónica; letal ou subletal; xenotoxicidade; etolóxica...) ou pola *xerarquía biolóxica* ensaiada. Así, o bioensaio de inhibición da bioluminiscencia emitida pola bacteria mariña *Vibrio fischeri* é un dos máis comúns, por sensibilidade e aplicabilidade e é representativo da toxicidade bacteriana da mostra ensaiada. Como representantes dos produtores primarios pódense utilizar tanto micro como macroalgas. O rápido crecemento e resposta das microalgas facilita a realización dos ensaios de toxicidade crónica. Estes bioensaios dispoñen de múltiples parámetros de medida dos efectos (crecemento, actividade pigmen-

taria...) pero, como todos os autótrofos, están sometidos á acción combinada de contaminantes e nutrientes (*factor de confusión*). Se os nutrientes conducen a unha estimulación do crecemento por encima do efecto inhibitor dos tóxicos, entón o problema principal sería a eutrofización potencial creada polas descargas (Kaczala et al., 2011). Entre os consumidores é habitual utilizar invertebrados (v.g. moluscos, crustáceos, anélidos) por simplicidade experimental, reproducibilidade, facilidade de manex, curta exposición e numerosos criterios finais (*endpoint*) como mortalidade, supervivencia, reprodución, comportamento, etc. Os bioensaios con peixes son os máis comúns realizados con vertebrados e adóitanse utilizar embrións ou xuvenís de especies cultivadas (por cuestións de sensibilidade e manexo). Para as augas residuais, un dos bioensaios *in vitro* homologados, considera a supervivencia e certas alteracións morfolóxicas aparecidas durante o desenvolvemento embrionario dos ovos de peixes (*Fish egg test* DIN EN ISO 15088), aínda que nalgúns casos as larvas son máis sensibles aos contaminantes que os embrións, debido á perda da función de barreira natural que exerce a membrana da casca do ovo (Zhao et al., 2016). De todos os criterios cada vez interesan máis os relacionados coa reprodución. Por exemplo, o programa *Endocrine Disruptor Screening Program* (EDSP) (USEPA, 1998; 2014) utiliza varios tipos de ensaios para identificar o potencial disruptor dos produtos químicos en humanos e organismos silvestres, sendo o ensaio de reprodución de curta duración de peixes (*The fish short-term reproduction assay*, FSTRA) un compoñente clave da batería de bioensaios. Con todo, as autoridades europeas recomendan reducir o emprego de vertebrados en probas de toxicidade (Directiva 86 / 609 / CEE). Por último, os bioensaios *in vitro* multiespecíficos (*microcosmos*) ou con mostras de comunidades nativas son pouco operativos pola súa difícil configuración, complexa interpretación e custo en termos de tempo, espazo e equipamento.

### *Bioensaios estándar ou versións reducidas (microbiotest)*

Actualmente é posible aplicar numerosos ensaios agudos de maneira rutinaria e a baixo custo, sen necesidade de dispoñer de equipamento sofisticado, simplemente mediante o uso de criptobióticos (embrións, quistes ou ovos latentes) de determinadas especies da biota acuática e/ou a mi-

niaturización dos bioensaios tradicionais (microbiotest). Tales criptobióticos poden almacenarse durante longos períodos de tempo sen perder a súa viabilidade e incubalos a vontade rapidamente. As versións reducidas dos bioensaios estándar presentan varias vantaxes, tales como: facilidade de uso, alto grao de estandarización e baixo custo (relación custo-eficacia optimizada). Ademais, non é necesario tomar mostras de organismos no medio natural antes do bioensaio ou manter cultivos en continuo en densidades suficientes e en estado saudable, evitando as limitacións e custos dos métodos tradicionais e facilitando a vixilancia rutinaria (Sefrioui et al., 2002). De igual modo a obtención sinxela e rápida dos resultados facilita a avaliación rutinaria da toxicidade das verteduras ou o control dos medios acuáticos. Por exemplo, Johnson et al. (2004) aplican unha batería de test estándar e as súas versións miniaturizadas na vixilancia do medio acuático, requiridas pola Directiva Marco Europea da auga (DMA) que consta de catro ensaios: inhibición do crecemento algal (*Selenastrum costatum*), o desenvolvemento embrionario e larvario de ostra (*Crassostrea gigas*), a letalidade de copépodos e de rodaballos xuvenís (*Scophthalmus maximus*), pero utilizan deseños diferentes segundo o obxectivo exposto e compensan os custos aforrados ao realizar as probas miniaturizadas aumentando o número de mostras.

Como veremos máis adiante o índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe) (Blaise e Férard, 2004) de integración de datos de toxicidade orixinalmente tamén utiliza versións reducidas das probas: *Microtox*, *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia* spp. (Letalidade e reprodución) e *Escherichia coli* (genotoxicidad SOS-Chromotest).

### *Batería mínima de bioensaios*

Non existe ningún bioensaio que considere todos os mecanismos de acción dos tóxicos ou que inclúa todos os sitios diana do tóxico. Por este motivo, é necesario considerar sempre unha batería de bioensaios con organismos que representen distintos niveis tróficos: descompoñedores, produtores primarios e consumidores (Johnson et al., 2004; Helsinqui Commission, 2011). Os diferentes impactos nas distintas especies test dunha batería de ensaios confirman tanto a especificidade das respostas biolóxicas como a natureza

tóxica dos compostos químicos (Latif e Licek, 2004). Entre os criterios para seleccionar as distintas especies que formarían a batería mínima de bioensaos Peters et al. (2002) destacan:

- As especies deben ser nativas e representar diferentes taxóns e niveis tróficos, para cubrir as diferentes vías de entrada dos tóxicos
- As especies deben ser sensibles a un amplo espectro de contaminantes
- As probas deben estar estandarizadas, ser prácticas, accesibles e os custos adecuados aos resultados

Ademais, os organismos test tamén deberían ser abundantes e estar dispoñibles todo o ano (ou de sinxelo cultivo e mantemento), con certa estabilidade xenética (ou o emprego de clons) e uniformidade nas poboacións, cuxas respostas teñan significado ambiental en relación coa área de estudo, ampla distribución e importancia comercial.

Ás veces, despois de aplicar unha batería mínima de bioensaos, é necesario realizar probas complementarias con especies máis sensibles. Isto débese a que as sensibilidades varían entre e dentro dos grupos tróficos básicos, dependendo a selección de novas probas dos produtos químicos identificados na etapa de formulación do problema da avaliación de riscos. Con todo, nalgúns casos non hai datos suficientes para determinar *a priori* a sensibilidade relativa dos test de toxicidade, como é o caso que nos ocupa das verteduras acuícolas. Neste sentido, canto maior sexa o número de ensaios a aplicar os resultados serán máis valiosos, pero tamén será máis custosa a vixilancia.

Polo xeral, os bioensaos de toxicidade máis utilizados en medios acuáticos realízanse con microorganismos en fases temperás do ciclo vital de invertebrados. Os organismos de pequeno tamaño ou fases temperás son ata tres ordes de magnitude máis sensibles que os de gran tamaño ou fases adultas porque, entre outras características, a súa elevada relación superficie/volume permítelles absorber rapidamente os contaminantes, sufrindo de forma

máis intensa os seus efectos e fornecendo a resposta máis rapidamente (Persoone et al., 2000).

Aínda que se considera que existe un certo paralelismo entre as respostas dos bioensaos de toxicidade a curto e longo prazo non sempre se cumpre isto. Os bioensaos *in vitro* dunha soa exposición (aguda) a miúdo producen unha toxicidade menor que exposicións continuas ás descargas (crónicas) (Burton et al., 2000), en consecuencia, os bioensaos agudos conducen a unha subestimación da toxicidade dos efluentes. Mediante a realización de probas de toxicidade, Siedlewicz et al. (2020) miden a influencia dunha ampla gama de concentracións de oxitetraciclina sobre diferentes tipos de microorganismos (cianobacteria, diatomea, microalga) seleccionados pola súa relevancia ecolóxica e sensibilidade. Comproban que as concentracións presentes no medio ambiente poden afectar ós microorganismos probados e recomendan a aplicación de probas de longa duración (7 a 10 días) fronte á estándar (72 h) para poder avaliar con precisión e fiabilidade o impacto crónico dos compostos bioactivos, incluídos os medicamentos e os seus metabolitos, nos organismos acuáticos.

En todo caso, unha batería de probas de toxicidade agudos é parte obrigada dun PVA integral, pero sabendo que pode ser complex, lento e caro, recoméndase un enfoque graduado na definición dunha estratexia de avaliación realista (ECETOC, 2004; OSPAR, 2007).

### *Mostraxe e procesado das mostras dos efluentes*

As mostras de vertedura empregadas para a avaliación do potencial ecotóxico han de ser acompañadas dunha caracterización fisicoquímica. Para que ambas as caracterizacións sexan representativas é preciso reducir a variabilidade do efluente polo que será necesario recoller unha mostra composta ao longo do período considerado.

Moitos autores recomendan que o período de mostraxe de verteduras sexa de polo menos 24 horas (Mendonça et al., 2011; 2013; Vasquez e Fattakassinis, 2013) aínda que outros consideran que un período de 6 horas

debería ser suficiente para detectar verteduras episódicas, independentemente de que a mostraxe sexa continua ou non (Libralato et al., 2010; Tello et al., 2010). Segundo Carballeira et al. (2009; 2010a; 2012f) para a vixilancia ambiental das granxas piscícolas deberíase recoller unha mostra composta como mínimo de 8h durante o período de actividade, cun mostrador automático funcionando en continuo ou polo menos cunha periodicidade horaria, para non sub ou sobreestimar a posible toxicidade. Se se necesitase unha mostra que resuma á vez a variabilidade horaria e semanal, se debería tomar como mínimo tres días á semana (Luns, Mércores, Venres) e tres momentos ao día (8, 16, 24 h), en caso de non dispoñer dun mostrador automático. Unha mostra composta semanal sería máis representativa da carga tóxica media da granxa, apropiada para a estima da toxicidade retardada ou persistente pero comprometida para determinar adecuadamente a toxicidade inmediata ou non persistente.

No deseño do PVA pódese optar pola necesidade de coñecer a toxicidade inmediata e a toxicidade retardada, ou soamente a retardada. Evidentemente a primeira opción daría máis información ecotóxica, pero tamén sería máis onerosa, ao ter que duplicar os bioensaios. Pola contra, se consideramos que o impacto máis relevante é de tipo crónico entón soamente se testaría a toxicidade retardada coa mostra composta semanal máis representativa da vertedura. Se os resultados dos bioensaios cunha mostra de 8 horas fosen moi tóxicos habería que repetilos no tempo e se os seguintes controis redundasen os mesmos resultados entón sería preciso realizar estudos complementarios máis profundos e en condicións de campo.

Antes da realización dos bioensaios as mostras das verteduras deben ser mantidas en frío e escuridade, tanto durante a mostraxe como durante o seu almacenamento en laboratorio. En xeral, a mostra composta divídese en submostras que se manteñen refrixeradas ( $\approx 4^{\circ}\text{C}$ ) menos de 24h para as análises Písicoquímicas e ecotoxicolóxicas, podendo conxelar a mostra ( $-20$  a  $-40^{\circ}\text{C}$ ) para realizar as análises sempre non máis dun mes almacenada (Fresenius et al., 1990; Latif e Licek, 2004; Mendonça et al., 2011; 2013; Gosset et al., 2016). Ademais dos parámetros físicoquímicos a medir *in situ* (v.g. temperatura, pH,  $\text{O}_2$  en disolución, turbidez...) os demais pará-

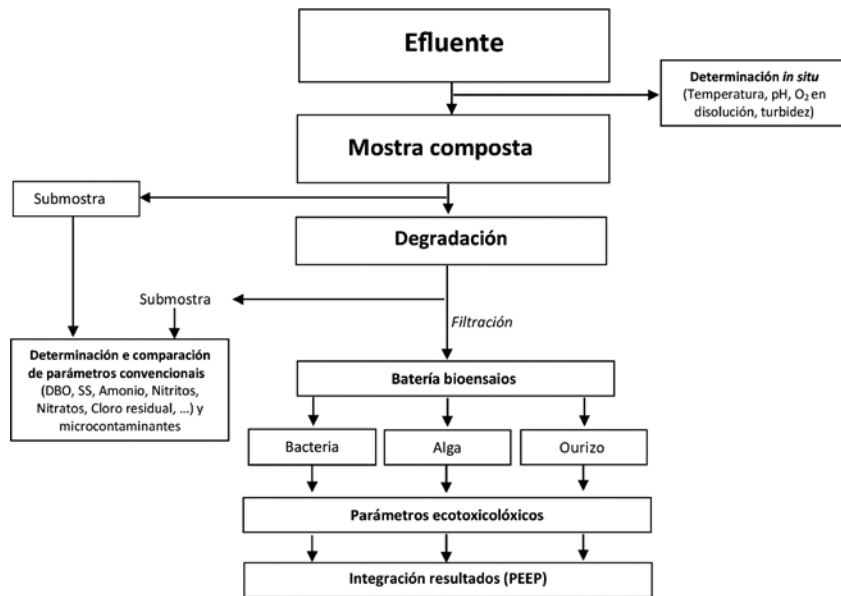
metros convencionais de interese (v.g. DBO, DQO, SS,  $\text{P}_{\text{total}}$ , nitratos, nitritos e amonio) é conveniente determinalos canto antes para evitar cambios na mostra por procesos físicos, químicos e biolóxicos. Como se comentou anteriormente, pódense complementar as análises rutineiras coa difícil e custosa determinación de microcontaminantes nos efluentes.

Para a realización dos bioensaios non se ha de modificar a mostra para a súa estabilización química (cambios de pH, conservantes...). A filtración débese facer despois da degradación porque os sólidos en suspensión poden provocar interferencias nos bioensaios miniaturizados. Se unha perturbación antrópica afecta ás características físicoquímicas do medio receptor os organismos nativos veranse afectados por estes cambios, independentemente de que modifiquen ou non a toxicidade dos contaminantes incorporados. Isto non exclúe a realización de bioensaios con mostras de verteduras a diferentes graos de dilución xa que representan o proceso natural de dilución e axuda a avaliar o risco ambiental potencial. Inicialmente, para os residuos verteduras no medio acuático, os ensaios aplícanse a mostras sen diluír. Nun segundo paso, que incluíría todas as probas que mostran un efecto superior ao 50% respecto de mostra control, ensaiaríanse unha serie de dilucións co fin de calcular  $\text{L(E)C}_x$  e as unidades tóxicas derivadas (TU), o que se tratará máis adiante (Persoone et al., 2003).

Só nalgúns casos podería ser necesario engadir medio nutritivo ou alimento (presas) para garantir o bo desenvolvemento dos organismos test, plantas ou consumidores respectivamente, durante o bioensaio e sempre baixo as mesmas condicións que a mostra control. Na figura 7.6 recóllese de maneira esquemática o protocolo de procesado das mostras antes da realización dos bioensaios de toxicidade.

## Degradabilidade e persistencia dos efluentes acuícolas

En 1965 Martin Alexander formalizou a idea sobre a capacidade de biodegradación que posúen os microorganismos mediante o *Principio da Infalibilidade Microbiana* indicando que, se se dan as condicións adecuadas no medio, ningún composto orgánico natural é totalmente resistente á biode-



**Figura 7.6.** Esquema sobre o procesado das mostras de verteduras das piscifactorías mariñas previo á realización dos bioensaios de ecotoxicidade.

gradación. Os considerables avances da química de síntese orgánica, durante o último século, conduciron á produción a gran escala dunha enorme variedade de compostos orgánicos. Estes, tarde ou cedo, acaban no medio ambiente. Alí, o destino dun composto de nova síntese (*xenobiótico*) pode ser moi variable. A maioría dos xenobióticos son suficientemente parecidos a algún composto natural (*homobiótico*), de modo que poden ser degradados polo metabolismo microbiano. Con todo, outros compostos, presentan estruturas moleculares e secuencias de ligazóns químicas non recoñecibles polas encimas degradadoras existentes, resisten á biodegradación ou son metabolizados incompletamente, co resultado de que algúns se acumulan no ambiente. Estes compostos revelan a falibilidade dos supostamente inofensivos *incineradores biolóxicos*.

Existen numerosas causas para que un composto sexa resistente á biodegradación: causas estruturais (substitucións con cloro e outros halóxenos, ligazóns pouco usuais, aneis aromáticos moi condensados, tamaño molecular excesivo) ou causas funcionais (incapacidade para inducir a síntese de encimas degradadoras, imposibilidade para entrar na célula microbiana, escasa dispoñibilidade por problemas de solubilidade ou de absorción, toxicidade excesiva do composto inicial ou dos seus produtos metabólicos). En ocasións, as transformacións microbianas producen residuos que son máis persistentes ou tóxicos que os compostos de partida. Con todo, os compostos facilmente biodegradables liberados ao medio recíclanse en substancias inocuas, que se reintegrarán ao seu correspondente ciclo bioquímico natural. Cando se libera un composto non biodegradable ou persistente, mentres a difusión tende a diluílos, outros procesos tenden a acumulalos no medio (sedimentos) ou na biota (bioacumulación), onde pode alcanzar niveis tóxicos para os organismos. Por iso, nestes casos a dilución non é a solución ecotoxicolóxica das verteduras, e ademais non estaría permitido legalmente.

As verteduras procedentes das piscifactorías son coñecidas pola súa baixa toxicidade. Isto é debido a que as verteduras representan o medio de cultivo dos peixes e este ha de ser apto para a vida. Deste xeito, a principal incorporación da granxa á auga de cultivo serán os refugallos procedentes do metabolismo dos peixes e restos de alimento. Con todo, as piscifactorías requiren dunhas condicións de hixiene e prevención de enfermidades que supoñen a incorporación á vertedura de desinfectantes, antibióticos, anti-incrustantes... O emprego destas substancias é superior nas granxas instaladas en terra fronte aos habituais cultivos en gaiolas mariñas para controlar as condicións da auga e poder traballar a altas densidades de cultivo. Ademais, dentro destas instalacións pódense empregar outros tipos de substancias que poderían perturbar aos organismos receptores (v.g. hormonas), aínda que as cantidades empregadas adoitan ser moi pequenas e os efectos practicamente inapreciables. En consecuencia, a pesar da baixa toxicidade aguda intrínseca das verteduras, debido aos grandes caudais emitidos xunto a procesos de biotransformación, unha exposición de tipo crónico aos mesmos podería chegar a afectar os ecosistemas mariños receptores.

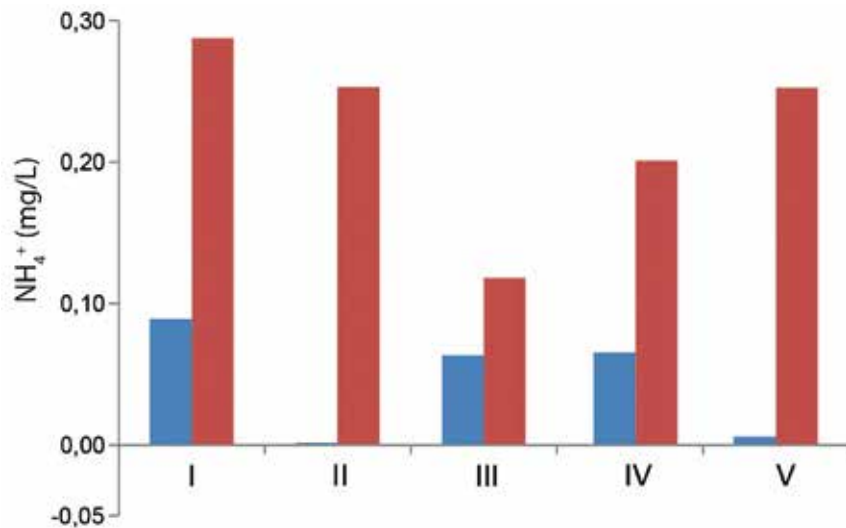


Figura 7.7. Concentración de amonio na auga de entrada (azul) e na vertedura de 5 granxas intensivas de rodaballo instaladas no litoral galego (Carballeira et al., 2018)

Segundo sexan as características e a composición da vertedura poderíamos atopar un efecto tóxico agudo ou a curto prazo (*toxicidade inmediata ou non persistente*) e outro efecto tóxico crónico ou a longo prazo (*toxicidade retardada ou persistente*). Por exemplo, as diferentes formas de N nas verteduras, poden ser directamente tóxicas para os organismos acuáticos e contribuír ao proceso de eutrofización. Das formas ionizadas (amonio,  $\text{NH}_4^+$ ) e non ionizadas (amoníaco,  $\text{NH}_3$ ) no amoníaco é a causa máis frecuente da toxicidade dos efluentes (Camargo e Alonso, 2006). O amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) procedente das granxas é producido polo metabolismo dos peixes e posteriormente excretado ao medio acuático onde parte se converte en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (figura 7.7). Os mamíferos dispoñen de sistemas de almacenamento e excreción do amoníaco, pero estes mecanismos non están presentes en peixes e anfíbios, xa que estes eliminan o amoníaco mediante excreción directa ao medio. É por este motivo que o amoníaco é altamente tóxico no medio acuático (Hargreaves e Tucker, 2004). O amoníaco é bastante inestable, evapórase

facilmente ou transfórmase ás súas formas oxidadas (nitratos e nitritos), de forma que é necesario fixar as submostras de auga acidificándoas co HCl e refrixerándoas para a súa determinación analítica. Con todo, as submostras destinadas á realización dos bioensaos non poden ser fixadas polo que teñen que ser bioensaiadas rapidamente ou mantelas conxeladas desde a súa recolección ata a realización das probas. A redución da cantidade de amoníaco non ionizado e nitritos liberados considérase un aspecto prioritario para a protección da vida acuática, o cal vai diminuír significativamente a súa toxicidade inmediata. A redución das emisións de amoníaco a través da súa oxidación a nitratos reduce a toxicidade pero non estimula o crecemento dos produtores primarios e, en consecuencia, xorde o risco trófico. Por iso, ademais dos niveis de amoníaco nos efluentes tamén convén determinar nitratos e nitritos por ser os principais implicados nos procesos de eutrofización, un exemplo de degradación retrasada.

É necesario sinalar, que o nivel de amoníaco nos efluentes pode variar significativamente ao longo do ano. A temperatura da auga máis elevada ao final de verán e principios de outono provoca unha aceleración do metabolismo animal e unha maior produción de excretas. Por este motivo propóñense os meses de setembro-outubro para a realización dos estudos de toxicidade das verteduras das piscifactorías ao ser **o período crítico** pola maior carga contaminante. Con todo, os efectos sobre o ecosistema receptor poden alongarse a finais de outono e inverno debido a que continúa a achega de amoníaco, pero diminúe a actividade fotosintética das algas coa diminución da temperatura, o que reduce a capacidade natural de eliminación do amoníaco do medio (Hargreaves e Tucker, 2003; Sergeant et al., 2014).

Un exemplo de toxicidade crónica ou atrasada pode ocorrer cos compostos clorados. Os procesos de desinfección da auga poden xerar algunhas formas de *cloro residual* residual (cloro que permanece despois dun tratamento) con capacidade tóxica para a vida acuática. A química das especies de cloro produto da cloración é complexa e as súas concentracións ou a velocidade de diminución dependen de propiedades físicas, químicas e biolóxicas do medio receptor. Cando o cloro disólvese en ausencia de substancias nitróxenas ou outros produtos que poidan interferir, é rapidamente hidrolí-

zado a acedo hipocloroso (HOCl) e acedo clorhídrico (HCl). As proporcións relativas de  $\text{Cl}_2$ , HOCl e  $\text{OCl}^-$  (*cloro libre dispoñible*) en equilibrio atópanse controladas polo pH, a temperatura e a forza iónica. Durante a degradación microbiana da materia orgánica na auga, o cloro reacciona facilmente coas substancias nitroxenadas e pode dar lugar á formación de mono-, dei- e triaminas, N- cloraminas e N- cloramidas e outros compostos N-clorados (*cloro combinado dispoñible*). Tanto as formas de cloro libre como as de cloro combinado participan en diversas reaccións con compostos orgánicos para xerar produtos clorados. A redución de produtos da cloración no efluente liberado debería diminuír fortemente o seu potencial tóxico ao impedir a formación de compostos que poden chegar a ser máis tóxicos que as substancias de orixe (Costan et al., 1993).

Unha molécula altamente perigosa e que non foi considerada nos manuais de prevención de riscos neste tipo de acuicultura (v.g. Prevención de xiscos en piscifactorías do Instituto Galego de Seguridade e Saúde Laboral) é a *hidrazina*. A hidrazina prodúcese mediante reacción de cloraminas procedentes do hipoclorito de sodio (ingrediente activo en moitos desinfectantes e branqueadores) e amoníaco da seguinte maneira:  $\text{NH}_2\text{Cl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{H}_2\text{N-NH}_2 + \text{HCl}$ . Non existe ningún estudo que indique a presenza deste gas nas granxas, pero sería recomendable telo en conta no futuro para evitar poñer en risco a saúde dos traballadores.

Gartiser et al. (2009; 2010) consideran que para avaliar a ecotoxicidade potencial de efluentes é necesario determinar a súa toxicidade, capacidade de bioacumulación potencial e persistencia. A toxicidade persistente ou non persistente pode poñerse en evidencia mediante a comparación dos resultados de bioensaios ecotoxicolóxicos realizados antes e despois da degradación dos efluentes. Carballeira et al. (2018), despois de optimizar o método de simulación da degradación de verteduras (ver Capítulo VIII), comprobaron a persistencia da toxicidade dos efluentes liberados por cinco piscifactorías mariñas mediante a aplicación dunha batería mínima de bioensaios a distintos períodos de degradación, de 0 a 10 días. Dos tres bioensaios o máis sensible ás verteduras foi o de desenvolvemento embrionario de ourizo, aínda que o que mellor replicaba era o de bioluminiscencia bacteriana. O

test de microalgas foi menos sensible e con maior erro debido a factores de confusión, pero foi o único que mostrou unha resposta cuantificable da  $\text{CE}_{10}$  ás 48 h da degradación. Á vista dos resultados obtidos, concluíron que a pertenza das especies test a tres niveles tróficos distintos supón unha garantía ecotoxicolóxica na avaliación do risco potencial das verteduras. Neste sentido convén lembrar que, en xeral, a toxicidade determinada en laboratorio adoita ser maior que a ocorrida en condicións de campo, o que nos engade unha marxe de seguridade fronte ao risco real. Isto é debido a procesos de dispersión-dilución, de transformación e de absorción. Comprobouse que os sólidos en suspensión desempeñan un papel fundamental no impacto tóxico das verteduras orgánicas (Tsui e Chu, 2003; Angerville, 2009). A explicación é que moitos contaminantes contidos nos efluentes son absorbidos sobre a superficie das partículas e de xeito predominante se atopan en fase non bioaccesible (Gasperi et al., 2008; Zgheib et al., 2011; Li e Zuo, 2013), o cal reduce fortemente a súa toxicidade inmediata. Pero poden ser arrastrados a longa distancia, inmovilizados no material particulado ou ser liberados durante os procesos de descomposición. A dilución dos compostos liberados lentamente por descomposición reduciría o seu potencial tóxico en maior ou menor medida segundo a facilidade de bioacumulación de cada composto e a capacidade dispersiva do medio. As piscifactorías mariñas instaladas en terra localízanse xeralmente en costas expostas, caracterizadas por unha alta capacidade dispersiva e a ausencia de sedimentos finos acumuladores, o cal minimiza en maior medida o baixo risco ecolóxico potencial observado.

## Parámetros e índices ecotoxicolóxicos

### Deseño das probas de toxicidade

En xeral, nas probas de toxicidade utilízanse dous deseños básicos: probas para avaliar a diferenza entre organismos expostos a distintas doses contra un control negativo ou o establecemento dunha relación dose-resposta.

No primeiro caso, preténdese determinar a concentración máis alta á que non se observa efecto (NOEC, *Non Observed Effect Concentration*) ou a concentración máis baixa á que se observa efecto (LOEC, *Lowest Obser-*

*ved Effect Concentration*) significativo respecto ao control. O método clásico para determinar as devanditas concentracións son as análises de varianza que permiten probar se un grupo de datos provén da mesma poboación. Esta determinación consiste nunha análise da varianza (ANOVA para distribucións normais ou paramétricas e a proba de Kruskal-Wallis ou U de Mann-Whitney para distribucións non paramétricas), seguido por un método que xere comparacións múltiples de parellas de medias (test de Dunnet para distribucións paramétricas e de Tukey ou Duncan para distribucións non paramétricas). Estas probas comprobán se existen diferenzas significativas entre os resultados obtidos para un tratamento en particular contra un control negativo (tratamento con dose 0) e entre os distintos tratamentos. Para garantir unha correcta interpretación e significación dos datos deberían utilizarse polo menos 3 réplicas por mostra para todos os bioensaiois.

No segundo caso, para estimar unha relación dose-resposta axústanse ou modelízanse os resultados dos bioensaiois a unha curva, que permite estimar parámetros ecotoxicolóxicos que relacionan a concentración de tóxico que causan un grao de efecto particular sobre os organismos expostos. Entre estas concentracións, a máis utilizada é a que se coñece como concentración letal, efectiva ou inhibitoria 50 ( $CL_{50}/CE_{50}/CI_{50}$ ), que é a concentración que produce a resposta esperada sobre o 50% dos organismos expostos. Dado que a variable concentración do tóxico é de tipo continua (dilucións da vertedura), o tipo de variable da resposta (mortalidade, inhibición...) condiciona o modelo para utilizar na análise. A selección do método para estimar os valores de  $CE_x$  (*concentración efectiva dunha substancia que causa unha magnitude definida x*) de resposta nun sistema dado, deste tipo de probas de toxicidade con múltiples concentracións dependerá da forma da distribución de tolerancias e de que concentracións ou doses seleccionadas a caracterizan. Utilízanse diferentes métodos de estima das  $CE_x$ , como os clásicos sistemas Probit, Litchfield-Wilcoxon ou Spearman-Karber, pero tamén se poden modelizar as respostas con outras aproximacións estatísticas.

Ademais do **control negativo** (dose ou concentración 0) en cada bioensaio adoita realizarse un un tratamento cun tóxico de referencia para obter o **con-**

**trol positivo** (control de calidade) que é o que certifica que o bioensaio foi realizado correctamente e que as concentracións estimadas son precisas. A USEPA (1993) cita o emprego de cloruro de sodio (NaCl), cloruro de potasio (KCl), cloruro de cadmio ( $CdCl_2$ ), sulfato de cobre ( $CuSO_4$ ), dodecilsulfato de sodio (SDS) e dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ), como tóxicos de referencia. Outras axencias ambientais, como a de Canadá, recomendan Zinc (II) como tóxico inorgánico de referencia e fenol para substancias orgánicas. Pero cada bioensaio homologado especifica o tóxico/s de referencia máis adecuado.

Os valores NOEC e LOEC foron amplamente utilizados para avaliar a toxicidade de tipo crónico de toda clase de substancias e axústanse ao tipo de contaminación que que xeran as granxas, baixa concentración de tóxicos e emisións crónicas, pero a fiabilidade e a exactitude destes parámetros toxicolóxicos dependen en gran medida da gama de concentracións bioensaiadas e do número de réplicas utilizadas (Chapman et al., 1996; Isidori et al., 2005). Polo que se recomenda construír as curvas de toxicidade doses-respuesta e estimar os criterios de calidade en termos de  $CE_x$ . A  $CE_{50}$  é considerada como un dos criterios máis robustos nos estudos toxicolóxicos. Con todo, non pode ser considerada como un criterio de protección desde unha perspectiva ecolóxica e, ademais, a baixa toxicidade dalgúns efluentes impide o seu cálculo en moitos casos, como ocorre coas verteduras piscícolas. Doutra banda, os valores NOEC e LOEC indican un grao de calidade imprecisa (variando entre o 5 e o 30% respecto do control), mentres que as  $CE_x$  baixas (v.g.  $CE_{10}$ ) son criterios máis realistas, estatisticamente máis robustos e representan un grao permisible de alteración da calidade do sistema considerado (Kusui y Blaise, 1999).

### Criterios de ecotoxicidade do efluente

Os índices de calidade dun efluente, coñecidos como métodos QSAR (*Quantitative Structure Activity Relation*), poden derivarse de estimas baseadas na relación entre a estrutura química dun composto e a súa actividade biolóxica ou en medidas que evalúan a toxicidade real. Os índices baseados nas



análises químicas son moi imprecisos, fundamentalmente debido á falta de modelos de estima da toxicidade de mesturas e que á súa vez pode ser mediada polas interaccións cos factores ambientais. Os índices procedentes de probas de ecotoxicidade expresan os resultados de varios bioensaios como un valor único, que indica o nivel global de toxicidade da mostra. Para un composto determinado pódese calcular a avaliación do risco a partir das bases de datos de información ecotoxicolóxica dispoñibles, pero para mesturas complexas (v.g. efluentes) é necesario testalas e cantos máis organismos se utilicen, a avaliación do risco será máis realista.

Frecuentemente utilízanse *factores de extrapolación ou de aplicación (FA)* como medida preventiva para predicir os limiares de efectos subletais cando a información ecotoxicolóxica dispoñible é limitada polo escaso número de ensaios. Os métodos de extrapolación utilizados van desde os moi simples ata os máis complexos, dependendo dos datos existentes e o grao de incerteza aceptado na estimación (CCME, 1991; OECD, 1992; US EPA, 1993; Castillo, 2004). Entre eles recoñécense diferentes alternativas:

- Factores de aplicación para substancias illadas. Son valores numéricos, aplicados en principio á  $CL_{50}$ , para estimar limiares subletais sobre organismos acuáticos. Os valores derivados da experiencia son, para:
  - Compostos non persistentes e non acumulables:
    - 1/10 da  $CL_{50}^{96\text{ h}}$ , como máximo, en calquera lugar e a calquera tempo
    - 1/20 ou menor, da  $CL_{50}^{24\text{ h}}$  despois da mestura
  - Compostos que se acumulan no ambiente:
    - 1/20 e 1/100 da  $CL_{50}$
- Factores baseados en bancos de datos amplos, fórmulanse como factores xerais a partir de distintos conxuntos de datos (de efectos letais e subletais) para establecer limiares de efectos no ambiente. Estes niveis son designados como concentracións potencialmente perigosas,

Información ecotoxicolóxica dispoñible	FA
Unha NOEC ó $CE_{10}$ crónica	100
Dos NOEC ó $CE_{10}$ crónica de especies pertencentes a dous niveis tróficos	50
Tres NOEC ó $CE_{10}$ crónica de especies pertencentes a tres niveis tróficos	10
Información ecotoxicolóxica segundo a DMA	
O menor valor agudo de $CL_{50}$ ó $CE_{50}$ para un conxunto dunha ou dúas especies	1000
O menor valor agudo de $CL_{50}$ , $CE_{50}$ ó $CI_{50}$ para un conxunto que contén polo menos unha alga, crustáceo e peixe	100
O menor NOEC subletal para un conxunto que comprenda polo menos unha alga, crustáceo e peixe	10
NOEC: Concentración máis alta á que non se observa efecto significativo respecto do control; $CE_{10}$ : Concentración que produce a resposta esperada sobre o 10% dos organismos expostos. $CL_{50}$ , $CE_{50}$ , $CI_{50}$ : a concentración que produce a resposta esperada (Letal, Eficaz o Inhibitoria, respectivamente) sobre o 50% dos organismos expostos.	

**Táboa 7.2.** Factores de extrapolación (FA) para a protección ambiental en función da información ecotoxicolóxica dispoñible e segundo A Directiva Marco da Auga (DMA).

niveis de preocupación (OECD, 1992) e niveis de protección (Wagner e Lokke, 1991). Así, en función da información ecotoxicolóxica dispoñible se determinan os factores de extrapolación para a protección ambiental, de forma que, a menor información maior é o factor para aplicar (Táboa 7.2).

A Directiva Marco da Auga (DMA) para contaminantes emerxentes con información ecotóxica limitada, utiliza o criterio de calidade (EQC) seguinte:  $EQC = NOEC_{\min} \text{ o } CE_{10\text{ min}} / FA$ , onde FA varía coa información dispoñible (táboa 7.3). Os FA son unha orde de magnitude inferior ao caso anterior, con todo, utilízanse criterios ecoloxicamente admisibles como é a concentración subletal crónica que afecta a unha porcentaxe poboacional baixa (e.g.  $CE_{10}$ ) fronte a un criterio de letalidade aguda alto ( $CL_{50}$ ).

Outros conceptos e criterios para establecer niveis de protección cando a concentración dun composto ou dunha vertedura é potencialmente perigosa, preocupante ou que non pode ser superada, son:

- *Concepto de unidade tóxica*: unha extrapolación altamente simplificada para traducir datos de laboratorio ao ambiente consiste en expresar o grao de toxicidade dun efluente en termos de unidades tóxicas. A unidade tóxica (TU) é a concentración dunha substancia expresada como unha fracción do punto final de toxicidade atopado (v.g.  $1/CL_{50}$ ). Este tipo de datos resultan máis visuais e prácticos ao momento de realizar avaliacións ambientais, xa que o valor numérico incrementase co aumento da toxicidade dun determinado composto ou mostra complexa (USEPA, 1993).
- *Especie máis sensible* ou dilución mínima necesaria para que non se alcance ou a  $CE_x$  ( $x=10$  ó  $20$ ) da especie máis sensible da batería ensaiada.
- *Distribución de sensibilidades específicas*: consiste en calcular estatisticamente a dilución da vertedura que protexería unha determinada porcentaxe de especies. Por exemplo, a  $HC_5$  (HC, *Hazardous Concentration*) sería a concentración perigosa para o 5% das especies, é dicir, que protexería ao 95% restante. É un criterio ecotoxicolóxico moi relevante, o único inconveniente é que se necesita información ecotoxicolóxica sobre moitas especies test para o seu cálculo. No caso de efluentes acuícolas aumentaría a batería de bioensaios incrementando significativamente o custo do PVA.
- *Concepto de carga tóxica*: a importancia dunha descarga sobre o corpo receptor está conferida non só polas súas concentracións tóxicas, senón pola cantidade total de tóxico nun volume dado da descarga. Unha comparación adecuada de diferentes volumes e toxicidades de efluentes que descargan a un corpo receptor realízase por medio da proporción de emisión de toxicidade (*Toxicity Emission Relation*, TER), onde  $TER = TU \times \text{Volumen do caudal (m}^3/\text{t)}$ .

Segundo o caso, un ou varios destes criterios poden ser utilizados na construción de índices para a avaliación ou clasificación da ecotoxicidade integral dun composto ou unha mestura.

## Índices de ecotoxicidade

Para integrar ou ponderar a información proveniente dunha batería de bioensaios é necesario utilizar algún sistema de clasificación da súa toxicidade global. O obxectivo é atribuírlles unha puntuación de risco aos ambientes contaminados ou aos refugallo tóxicos clasificándoos de acordo co aumento dos niveis de toxicidade. A maioría dos sistemas requiren unha serie de dilucións das mostras orixinais, para o cálculo posterior de limiares toxicolóxicos, pero non existen na actualidade regras fixas para a súa xeración. É importante destacar que calquera tipo de índice de ecotoxicidade debe ser coidadosamente utilizado xa que implica perda de información orixinal.

A elaboración de índices de toxicidade debe ter en conta coidadosos criterios para dar peso aos compoñentes. Entre eles débese considerar: o interese de ponderar, con maior ou menor peso, determinado punto final ou especie; o número de especies que indican resposta; e a intensidade da resposta (Dutka et al., 1988). Ningún método de clasificación atopou aceptación xeral a nivel internacional, a pesar de que se realizaron propostas co ánimo da súa estandarización, como a elaborada por investigadores pertencentes a dez países europeos que expoñen un sistema de clasificación, baseado nunha batería de microbiotests, que consideran adecuada para a monitoraxe rutineira de augas de ríos, subterráneas, potables, de mina, efluentes urbanos e industriais, e lixiviados do solo (Persoone et al., 2003).

Existen numerosos sistemas de clasificación ou índices de ecotoxicidade xeral de efluentes, polo que efectuamos unha breve referencia aos máis utilizados. Tonkes et al. (1999) clasifican as augas residuais transformando os valores en unidades tóxicas (<1 TU: non tóxicos; 1-10 TU: lixeiramente tóxico; >10 TU: tóxicos) e aplican o criterio da especie máis sensible basea-

do no principio de precaución (Harremoës, 2000). Máis adiante, Persoone et al. (2003) utilizan unha batería de microbiotest, ponderan os resultados de cada test e clasifican a auga residual en cinco clases de toxicidade aguda: Sen toxicidade  $<0,4$  TU; Toxicidade lixeira  $0,4 < UT < 1$  TU; Tóxica  $1 = TU < 10$ ; Toxicidade alta  $10 = TU < 100$ ; e Toxicidade moi alta  $= 100$  TU). O *pT-method*, é un esquema para a avaliación das augas residuais que calcula o nivel de dilución non tóxico en función do organismo máis sensible (Krebs, 2004). Así mesmo, Scroggins et al. (2005) realizan unha clasificación semicuantitativa de cada proba subletal en función do grao de dilución necesario para alcanzar o  $IC_{25}$  a diferentes niveis de protección.

Algúns índices combinan ou incorporan información de ensaios de toxicidade xunto a parámetros fisicoquímicos, bioquímicos ou microbiolóxicos. O *Multitest index of effluent toxicity* foi desenvolto para avaliar os efectos tóxicos crónicos de efluentes industriais nos que a toxicidade de cada proba é ponderada por un factor baseado en xuízos cualitativos co fin de encaixar o índice á opinión media de expertos e, a continuación, a carga tóxica total é ponderada polo caudal emitido (Vindimian, 2005). O índice PEEP (Potential ecotoxic effects probe), orixinalmente desenvolto para a xestión das augas residuais municipais e industriais (Costan et al., 1993), foi modificado de tal forma que integra os datos de toxicidade dunha batería de bioensaos, pondera a carga tóxica total polo caudal vertedura e ten en conta a persistencia da toxicidade (Carballeira et al., 2012b; 2018; Sarakinos et al., 2000; Blaise y Féraud, 2004).

Libralato et al. (2010) consideran que os métodos de clasificación da toxicidade presentan lagoas ou enfoques inadecuados. Por exemplo, algúns métodos son específicos para unha especie e non permiten unha aplicación fácil a outras probas de toxicidade, noutros se subestima a importancia do bioensaio e da sensibilidade relativa do punto final e ás veces non existe unha clara distinción entre as especies incluídas na ferramenta de clasificación e a súa integración no índice. A maioría dos métodos non se desenvolveron a partir dunha base de datos existente e moitos non supoñen unha protección axustada dos corpos de auga receptores para un fluxo determinado de augas residuais. Isto significa que a combinación dun fluxo moi baixo

e niveis moi altos de toxicidade ou ao contrario un fluxo moi alto de auga e niveis moi baixos de toxicidade non faría potencialmente inadecuados aos efluentes para a súa descarga.

Un problema engadido é a falta de referencias ou escenarios con cero ou próximos a cero descargas. Cando non existen valores de referencia rexionais, pero se dispón dunha base de datos de toxicidade pódense obter valores limiar propios que permitan clasificar as mostras mediante unha puntuación específica da toxicidade (Phillips et al., 2001; Losso et al., 2007). Libralato et al. (op. cit) consideran que o método de puntuación específica da toxicidade é o máis obxectivo e viable entre os revisados, porque permite o exame da sensibilidade relativa de cada organismo e reduce o xuízo subxectivo de expertos á elección do número e extensión das clases de toxicidade. Pero, o método de puntuación só poderá validarse para as piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia unha vez que se implante o PVA integrado e se vaia compilando a información ecotoxicolóxica obtida nunha ampla base de datos. A medida que a base de datos medre, poderanse obter niveis de referencia específicos para cada tipo de bioensaio, tipo de tratamento ou características do medio receptor.

Mentres tanto o índice PEEP parece o máis adecuado para a xestión ambiental xa que se basea no uso dun conxunto apropiado de bioensaos multitróficos (descompoñedores, produtores primarios e consumidores) e permite a medición de diversos tipos (aguda, crónica) e niveis (letal, subletal) de toxicidade. Orixinalmente, integra os resultados dunha selección de catro microbiotest (test de bioluminiscencia de *V. fischeri*; test de inhibición da microalga *Selenastrum capricornutum*; test de letalidade e reprodución de *Ceriodaphnia*; test de xenotoxicidade con *Escherichia coli* SOS Chromotest) pero pode ser aplicado a calquera número e tipo de test e de respostas tóxicas, é dicir, recolle a multi-especificidade dos efectos observados (número de respostas biolóxicas positivas ou negativas afectadas por un efluente). Tamén ten en conta a carga tóxica ao ponderar a toxicidade integrada polo caudal dos efluentes e, por último, ten en conta a persistencia da toxicidade dun efluente antes e despois da súa biodegradabilidade.

## Índice PEEP (*Potential Ecotoxic Effects Probe*)

$$PEEP = \log_{10} \left[ 1 + n \left( \sum \frac{T_i}{N} \right) Q \right]$$

Onde

**n** número de mostras que exhiben unha resposta tóxica

**N** número total de mostras

**T** porcentaxe de toxicidade xerada por cada un dos bioensaos (valores ECx calculados)

**Q** caudal medio do efluente ( $m^3h^{-1}$ )

As vantaxes do índice PEEP para a avaliación dos efluentes pódense resumir, como segue:

- A escala do índice é unha ferramenta rendible para determinar a carga tóxica potencial dunha serie de residuos líquidos de fontes puntuais de descarga a un medio receptor mediante a utilización de microbiotest.
- A fórmula do índice, é fácil de usar e interpretar, e capaz de acomodar a calquera número e tipo de probas de toxicidade. Mesmo, a batería de bioensaos pode ser orientada cara a un tema ambiental (v.g. xenotoxicidade, inmunotoxicidade ou disrupción endocrina) ou dirixilo cara a niveis tróficos concretos (v.g. batería de bioensaos de fitotoxicidade, de moluscos, de anélidos...) segundo se considere a súa importancia no ecosistema diana.
- A aplicación do índice permite discriminar sen ambigüidades os efluentes en función da súa maior ou menor carga tóxica potencial.
- O índice fornece unha expresión numérica para o rexistro da carga tóxica dos efluentes (potencial tóxico x fluxo do efluente). Normalmente varía entre 0 e 10 polo que se pode considerar como un tipo de “escala de Richter ambiental” para augas residuais que describe o seu perigo potencial para un ecosistema acuático receptor.

Unha das aplicacións máis estendidas dos índices de ecotoxicidade, é a avaliación de efluentes no marco de programas de control ambiental ou de PVA orientados cara á verificación do cumprimento das regulamentacións de descarga, para a predición do impacto de descargas sobre sitios específicos do corpo receptor, para avaliar o efecto combinado de mesturas complexas de compostos tóxicos ou para verificar melloras en procesos tecnolóxicos de control da contaminación. Neste sentido, PEEP é un índice simple e de fácil comprensión para os xestores ambientais, os industriais e o público en xeral e facilita a toma das decisións, rápida e documentada, que deba abordarse para reducir o impacto nos ecosistemas acuáticos.

Carballeira et al. (2018) propoñen lixeiras modificacións no cálculo do índice PEEP co fin de adaptar o devandito índice á avaliación toxicolóxica de verteduras de baixa toxicidade e gran volume de descarga. A fórmula orixinal subestimaba os cambios de toxicidade resultantes da biodegradación dos efluentes ao aplicarlle o logaritmo á diferenza de toxicidade entre a toxicidade inmediata (<24h) e a retardada (5 a 10 días). No Anexo II amósase un exemplo de cálculo do Índice PEEP, onde se utilizan valores  $EC_{10}$  obtidos en distintos bioensaos de laboratorio, para avaliar o efecto toxico potencial de efluentes de hipotéticas granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral.

Como colofón hai que sinalar que a determinación de contaminantes no medio, de biomarcadores en organismos e o uso de bioensaos de toxicidade

“ A toxicidade observada será o resultado da interacción entre as substancias nocivas e o sistema biolóxico, incluíndo a degradación á que se atopan sometidas as substancias e que, á súa vez, nos informa da súa persistencia. A toxicidade e a súa persistencia son os compoñentes principais do risco ambiental. ”

dade son cada día máis utilizados nos programas de control da contaminación. Así, o Ministerio para a Transición Ecolóxica e o Reto Demográfico (MITERD), responsable da implementación en España da Directiva Marco sobre a Estratexia Mariña (DMEM) da UE e da súa transposición ao dereito español mediante a Lei de Protección do Medio Mariño, no descriptor 8 inclúen a análise de contaminantes e indicadores dos seus efectos biolóxicos similares aos utilizados nesta guía (v.g. biomarcadores moleculares en mexillón; avaliación da toxicidade mediante o bioensaio embrio-larvario de ourizo de mar...). Os datos obtidos introduciranse na Base de Datos do ICES e serán enviados ao Convenio OSPAR para a avaliación coordinada da contaminación mariña no atlántico nordeste. Co tempo, en base á información recollida optimizarase a interpretación dos resultados e o deseño dos programas de vixilancia.

## Integridade ecolóxica

### Concepto de integridade ecolóxica

Os parámetros toxicolóxicos de laboratorio e os fisicoquímicos das verteduras e do medio son insuficientes para avaliar o impacto ecolóxico real. Por outra banda, todos os niveis tróficos dos ecosistemas acuáticos (produtores, descompoñedores, consumidores primarios e secundarios) están potencialmente afectados e a Directiva Marco Europea da auga (DMA, 2000/60 /CE) esixe manter o bo estado ecolóxico das masas de auga expostas a grandes volumes de descarga. A idea dun bo estado ou integridade ecolóxica non é sinónimo de prístino, pois sería moi esixente e pouco realista. Un ecosistema saudable é aquel que funciona ben, é dicir, debe presentar capacidade de autorregulación e manter un grao aceptable de inercia e resiliencia fronte ás perturbacións. Para iso deberá conservar os seus parámetros característicos dentro do rango dos niveis de referencia ou de normalidade. É necesario determinar devanditos niveis e estandarizar o seu seguimento desde as concentracións dos contaminantes presentes no medio ou nos organismos ata a composición específica e a estrutura das comunidades. Por tanto, para avaliar a presión sobre as poboacións expostas é necesario realizar bioensaios *in situ* ou estudar o estado das comunidades afectadas porque inte-



**Figura 7.8.** Esquema do dispositivo utilizado por Carballeira (2013) para a realización de múltiples bioensaios *in situ* para a vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia.

gran a variabilidade das descargas e proporcionan unha visión máis realista do impacto ocasionado ao ecosistema acuático.

Aínda que é practicable levar a cabo ensaios ecotoxicolóxicos *in situ*, mediante a exposición de organismos test directamente no medio receptor (figura 7.8), chama a atención a exígua bibliografía existente sobre o tema. Quizais sexa debido ás dificultades que entrañan este tipo de experimentos,

a alta variabilidade das condicións ambientais en que se desenvolven estas probas (Chapman, 2000 b) ou que estes métodos de vixilancia avanzados (v.g. ensaios de colonización de substratos; engaiolamento e exposición de bioindicadores; procesos de descomposición...) aínda non están suficientemente desenvolvidos (Gosset et al., 2016).

O emprego de biosensores permitiría o seguimento do impacto das verteduras *in situ* e *online*, pero hoxe en día son moi escasos os estudos con esta metodoloxía. Segundo Farré e Barceló (2003) os biosensores bacterianos permiten investigar a toxicidade dos compostos químicos e non se interrompen pola turbidez, o cal é unha vantaxe para mostras de augas residuais. Pero o requisito previo é a selección apropiada do organismo, xa que algunhas bacterias son especialmente sensibles a un grupo de substancias, pero poderían ser altamente resistentes a outras.

### Medida da integridade ecolóxica

Para avaliar o grao de integridade ecolóxica do ecosistema receptor das augas vertidas dispoñemos basicamente das seguintes aproximacións:

- Realización de bioensaios ecotoxicolóxicos *in situ*
- Medida de biomarcadores en organismos nativos
- Estudo das comunidades nativas
- Ensaos de colonización de substratos artificiais
- Outros métodos alternativos

### Bioensaios ecotoxicolóxicos *in situ*

Gosset et al. (2016) realizan unha revisión dos métodos ecotóxicos existentes para a avaliación das verteduras sobre as biocenoses acuáticas e agrúpanos baixo dous enfoques que denominan: enfoque da



**Figura 7.9.** Dispositivo de transplante, consistente nun bastidor de metacrilato, con catro cámaras para a incubación de discos de macroalgas, do que colgan catro bolsas de diálise, protexidas con malla de nailon amarela, e que conteñen mostras da comunidade fitoplanctónica nativa (Esquerda). Gradiente de exposición ás verteduras dunha piscifactoría mariña instalada en Lira (A Coruña) onde se situaron os dispositivos experimentais (Dereita).

substancia e enfoque da matriz. O primeiro, correspóndese cos bioensaios realizados *in vitro* coas verteduras comentadas na liña de evidencia anterior. O segundo refírese aos bioensaios realizados *in situ*, cuxos resultados son máis realistas en relación coa matriz e os escenarios de estudo, porque o impacto observado ten en conta o efecto combinado dos contaminantes diluídos no medio estudado baixo a influencia das condicións ambientais existentes. O método da matriz pode aplicarse de maneira uni ou multiespecífica, pero en ambos os casos os bioensaios *in situ* son moi escasos.

A realización de bioensaios con microorganismos *in situ* presenta especiais dificultades de confinamento e exposición. Carballeira (2013) para avaliar o impacto das verteduras de piscifactorías mariñas instaladas en terra, utilizan transplantes da comunidade fitoplanctónica nativa confinada en bolsas de diálise, que permiten o paso das toxinas en disolución, expostas a modo de

gradiente no medio mariño receptor (figura 7.9). O nivel de impacto clasifícase comparando a composición pigmentaria e a fluorescencia clorofílica da comunidade antes e despois de diferentes períodos de exposición e entre os distintos puntos de exposición.

O procedemento do bioensaio realizado coa comunidade de fitoplancto nativo consiste en:

1. Eliminación do zooplancton por filtración para que non pastoree sobre o fitoplancton durante o período de exposición
2. Determinación das condicións de preexposición (composición pigmentaria e fluorescencia clorofílica)
3. Inclusión da comunidade fitoplanctónica en bolsas de diálise e instalación no dispositivo de exposición *in situ* durante o tempo adecuado



**Figura 7.10.** Transplante de *Fucus vesiculosus*. Fíxase o pé do alga ao lastre con adhesivo de poliuretano rápido e protéxese cunha malla de plástico. Foto: R. García Seoane.



**Figura 7.11.** Cámara de metacrilato cilíndrica con peches de malla de 1mm de poro para a exposición de discos algais (Esquerda). Obtención dos discos con sacabocados e procesado despois da súa exposición (determinación de biomasa, análise pigmentario e fluorescencia clorofílica) (Dereita).

Foto: A. Carballeira.

4. Retirada do transplante, determinación das condicións de post-exposición
5. Comparación estatística dos datos pre e post exposición e entre os puntos do gradiente.

Despois de ensaiar varios tempos de exposición as respostas tóxico/tróficas atopadas foron débiles e confusas.

Máis sinxelos de realizar son os bioensaios con macroalgas que se poden expoñer sen necesidade de confinamento, v.g. espécimes de fucáceas ou laminaráceas suxeitas polo pé a un lastre e depositadas no fondo da zona inter e submareal (figura 7.10). Outra opción interesante, por esixir períodos máis curtos de exposición que os anteriores, consiste en expoñer en cámaras transparentes discos de macroalgas (v.g. *Ulva spp.*) en cámaras de metacrilato transparentes (figuras 7.9 e 7.11). Este método

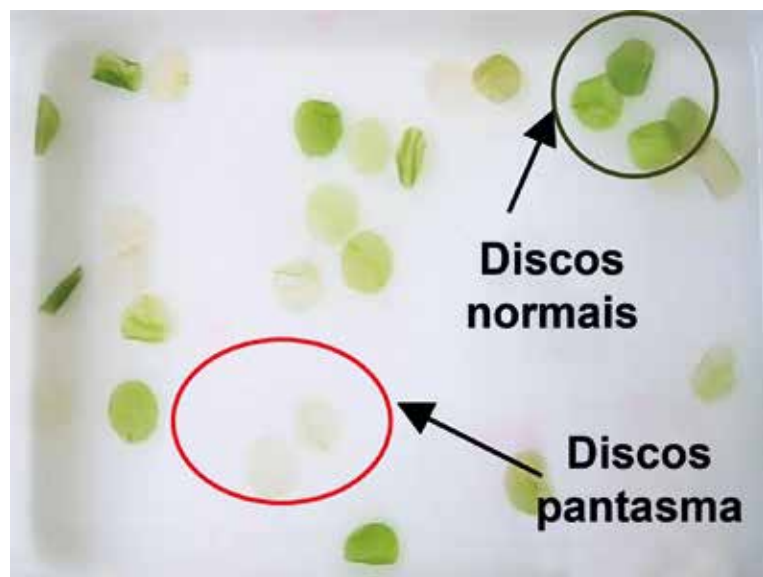


Figura 7.12. Bandexa con discos de *Ulva* spp. normais e discos “pantasma” antes da súa disgregación total.

foi utilizado por Carballeira (2013) para o estudo dos efectos de varias granxas piscícolas sobre o crecemento de discos de *Ulva*. Para resolver o problema da conversión dos discos en discos pantasma (figura 7.12) durante o período de exposición, convén non utilizar as zonas marxiniais da lámina, xa que non toda a superficie da lámina funciona igual desde a perspectiva reprodutiva (Hiraoka e Enomoto, 1998), e para asegurar a homoxeneidade dos discos é mellor extraelos na zona intermedia entre a basal e a apical. Doutra banda, a formación de discos pantasma pódese minimizar mediante tratamento previo cunha disolución de  $\text{NaClO}$  de  $0.5 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$  durante 1 minuto. O autor comproba que os efluentes das granxas afectan rápida e significativamente o crecemento dos discos. O incremento neto de biomasa correlacionouse claramente co sinal  $\delta^{15}\text{N}$  corporal. Cando o  $\delta^{15}\text{N}$  da alga é superior a  $8,10 \text{ ‰}$ , a uns 200-300 m do emisario, o efecto

é moi significativo mentres que os inferiores a  $7,40 \text{ ‰}$  non se diferenciaron do control (figura 7.13).

Os bioensaios *in situ* realizados con produtores primarios responden á acción combinada de tóxicos e nutrientes, pero é necesario ter en conta outros factores de confusión, como a turbidez da auga ou a sedimentación de partículas sobre a superficie foliar, que poderían enmascarar os efectos tóxicotróficos dos efluentes *sensu stricto*.

Os bioensaios con animais realizados *in situ* xeralmente son de tipo uniespecífico e baséanse no principio de engaiolamento e exposición na matriz contaminada. Empregáronse todo tipo de organismos como moluscos,

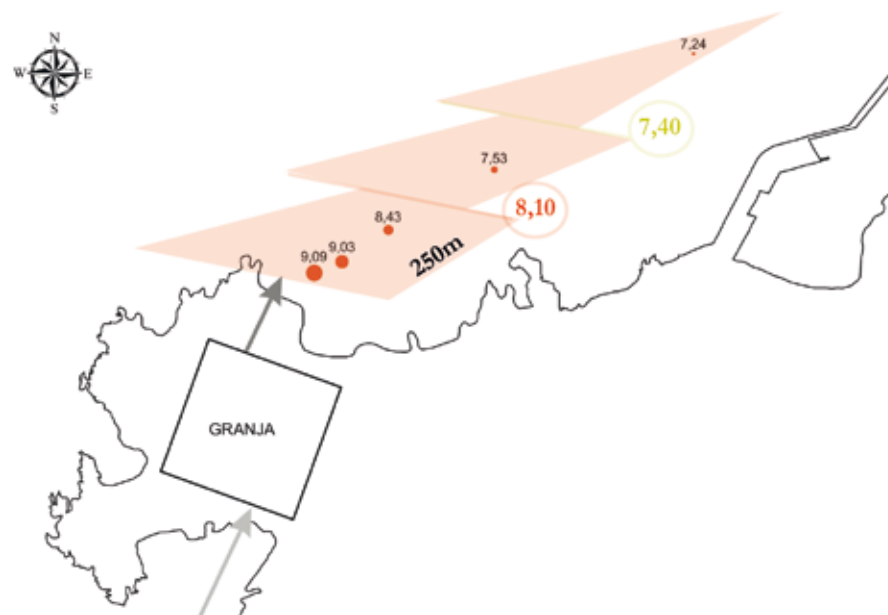


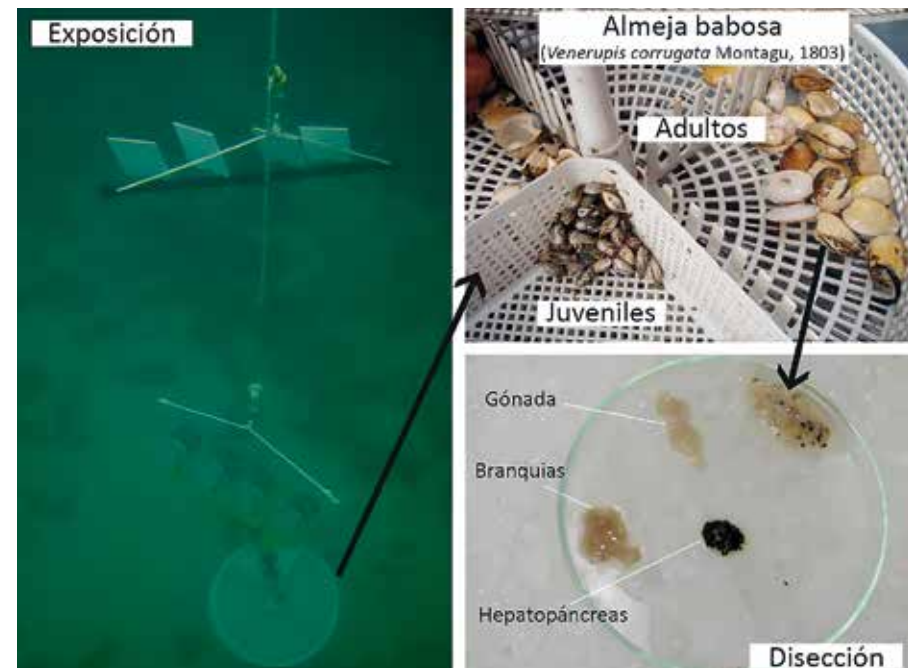
Figura 7.13. Efecto dos efluentes dunha piscifactoría mariña instalada en terra sobre o crecemento de discos de *Ulva* spp. e a súa relación co sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  corporal.



crustáceos ou peixes (Do Valls, 2007), con espécimes adultos, xuvenís, larvas ou embrións. Aínda que estes organismos son confinados en gaiolas co poro de malla axustado ao seu tamaño tamén poden presentar problemas por tupido (*fouling*) se os períodos de exposición son longos. A práctica deste tipo de ensaios facilítase en gran medida canto máis rapidamente responda o organismo test, se non necesita ser alimentado (v.g. filtradores) ou canto menor sexa a taxa de reposición do alimento durante o período de exposición.

Entre os organismos test máis comunmente utilizados están moluscos filtradores como ameixas, ostras e mexillóns. Unha vantaxe engadida deste tipo de organismos é que o tamaño da súa vianda permite analizar biomarcadores (v.g. moleculares ou histolóxicos con efectos subletais), o que pode anticipar a resposta subletal e reducir o período de exposición fronte ao criterio de letalidade. Carballeira (2013) seleccionan a ameixa babosa (*Venerupis pullastra*) polo seu interese comercial, pola posibilidade de incluíla dentro de sistemas de cultivo multitróficos e para observar as diferenzas na sensibilidade entre organismos nativos e transplantados. Utilizaron exemplares adultos de ameixa para a determinación de biomarcadores (alteracións histolóxicas e moleculares) (figura 7.14), cuxos resultados foron moi similares aos obtidos co mexillón nativo (*M. galloprovincialis*).

Cada día son máis os investigadores que usan *embrións ou alevíns de peixes* para avaliar os riscos ecotóxicos debido a que mostran unha alta sensibilidade aos contaminantes e representan un nivel trófico elevado (Gercken et al., 2006; Cao et al., 2009). Con todo, a pesar de que os bioensaios de peixes pódense utilizar para avaliar o risco de todo tipo de contaminantes e situacións na práctica, todos aplícanse en condicións de laboratorio e existen recomendacións europeas para a redución de vertebrados nas probas de toxicidade (Directiva 86/609/CEE) (CEE, 1986). Aínda así e como norma xeral, os bioensaios *in situ* deberían realizarse con peixes de pequeno tamaño polo seu fácil cultivo e manexo ou con fases xuvenís que son máis sensibles que os adultos. Se se necesitan tempos de exposición longos a alimentación dos peixes expostos *in situ* podería ser un grave inconveniente. Neste sentido as especies omnívoras poderían ter máis probabilidades de



**Figura 7.14.** Fotografía do dispositivo para a realización de bioensaios *in situ* esquematizado na figura 7.7. Bandexa de exposición de crías (< 1cm) e adultos (> 3 cm) de ameixa (*Venerupis corrugata* o *V. pullastra*). Órganos diseccionados sobre xeo para a análise de biomarcadores moleculares.

resistir adquirindo enerxía das partículas en suspensión. Outro inconveniente para ter en conta son as recomendacións europeas sobre a redución de vertebrados nas probas de toxicidade (Directiva 86/609/CEE) (CEE, 1986).

Resumindo, os bioensaios *in situ*, facilitan o estudo da integridade ecolóxica e permiten prescindir dos laboriosos e complexos estudos das comunidades nativas, que requiren de persoal altamente cualificado para a súa execución e interpretación. Para unha mellor aplicación do PVA recoméndase, como opción máis operativa, a realización de bioensaios *in situ* con moluscos e embrións de peixes xa que non requiren de alimentación adicional durante a exposición.

## Biomarcadores en organismos nativos

Tanto en condicións de laboratorio como de campo podemos estudar as reaccións dos organismos mediante a análise de biomarcadores de exposición ou resposta, desde o nivel molecular ao cito-histolóxico. Tamén podemos incluír, dentro do concepto de biomarcador, as respostas funcionais á tensión, como a eficiencia fotosintética de micro e macroalgas. A fluorescencia clorofílica é un método sensible, fiable e rápido de cuantificación dos cambios inducidos polos estresores de todo tipo sobre os sistemas PSII e o PSI das plantas (Xu et al., 2019).

En apartados anteriores vimos a aplicación de biomarcadores para caracterizar a resposta de organismos confinados (fluorescencia clorofílica de discos de *Ulva* sp. e de comunidades fitoplanctónicas ou biomarcadores moleculares en ameixa) pero a información obtida pode ser máis realista se se aplica a organismos nativos. Actualmente, existe unha tendencia na vixilancia ambiental da integridade ecolóxica cara á eliminación ou polo menos a redución da periodicidade con que se realizan os tediosos estudos baseados na composición das comunidades nativas. As principais recomendacións para a avaliación da integridade ecolóxica son: a determinación de biomarcadores en organismos nativos, os bioensaos *in situ* e o estudo de comunidades colonizadoras de substratos artificiais.

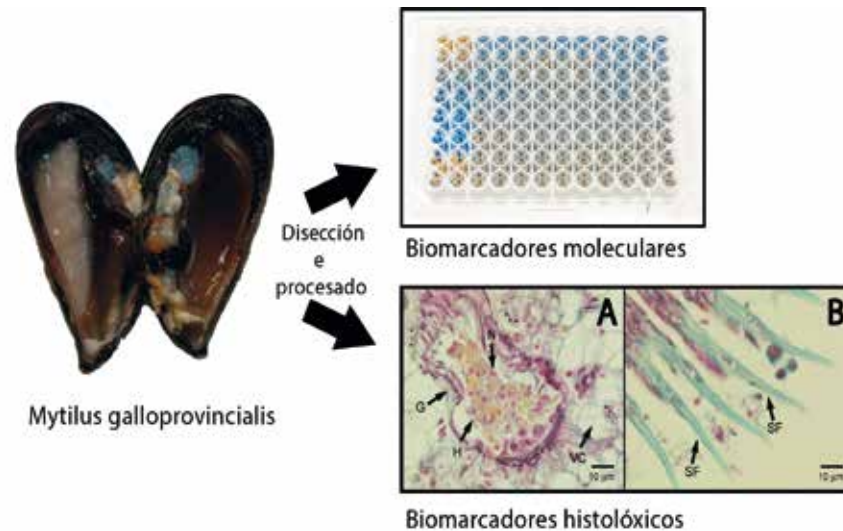
Das tres alternativas a primeira é moi atractiva porque elimina toda a loxística que acompaña aos bioensaos *in situ* e fornece unha resposta temperá, mais o inconveniente reside en que os organismos poderían estar adaptados ás devanditas condicións ou que só permanezan os máis resistentes a esas verteduras. Carballeira et al. (2010c) analizan biomarcadores moleculares e histolóxicos en mexillóns nativos (*M. galloprovincialis*) recollidos en gradiente respecto ao momento de vertedura de sete granxas instaladas en terra da zona litoral de Galicia. Entre os biomarcadores moleculares analizados en gónadas, branquias e hepatopáncreas, están tres encimas de biotransformación: Glutation- S- Transferasa ( GST), Etoxiresorufin-Ou- desetilasa (EROD) e Dibencilfluoresceina (DBF); dous de defensa antioxidante: Glutación peroxidasa (GPX) e Glutation reductasa (GR); e dous parámetros de dano oxidativo: Peroxidación lipídica (LPO) e

dano de ADN. Os biomarcadores medidos en branquias foron os máis estables e mostraron un patrón claro de resposta correspondente co gradiente de exposición. Tamén observaron unha relación directa entre a carga vertida (produción acuícola) e os biomarcadores, tanto para branquia como para hepatopáncreas.

Ademais dos biomarcadores moleculares presentados anteriormente existen moitos outros que poden ser empregados para coñecer a tensión á que se atopan sometidos os organismos. Por exemplo:

- A catalasa (CAT) cataliza a reacción pola cal se transforma a  $H_2O_2$  en  $H_2O$  e  $O_2$ , eliminando de tal forma os produtos tóxicos das reaccións redox.
- O transporte de electróns fai referencia ao número total de electróns que se intercambian durante a oxidación do NADH a NADPH que actúa como molécula altamente enerxética en transformacións metabólicas da vía das pentosas fosfato, sendo unha fonte de electróns para a biosíntese de ácidos graxos e esteroides.
- As metalotioneinas (MTs) son inducidas pola presenza de metais como o Zn, Cu, Cd e Hg, coñecidos por estar presentes no penso dos cultivos acuícolas, e que son incorporadas á estrutura das MTs.
- Os niveis de monoaminas (serotonina e dopamina) atópanse intimamente relacionados coa actividade MAO (monoamina oxidasa) que é a encargada da oxidación das devanditas moléculas. Desta maneira, a medida da actividade MAO daranos unha estimación dos niveis de serotonina e dopamina, importantes mediadores da maduración de gametos e da posta que posteriormente serán activadas pola ciclooxixenasa (COX), determinada pola oxidación de 2,7-diclorofluoresceina e a presenza de araquidonato.

Estes dous últimos biomarcadores son pouco fiables no caso de moluscos filtradores xa que están directamente relacionados co estado das gónadas e coa



**Figura 7.15.** Os biomarcadores histopatolóxicos (A: Fagocitose hemocítica; B: Exfoliación branquial) e moleculares, cuantificados en mexillóns nativos (*Mytilus galloprovincialis*) expostos ás verteduras de granxas mariñas, pódense utilizar como indicadores de integridade ecolóxica do sistema receptor.

posta, que á súa vez depende de condicións fisicoquímicas do medio e pode ter lugar durante todo ou case todo o ano nas costas galegas (Figueras, 2007).

Respecto aos danos histolóxicos, observaron unha clara exfoliación dos filamentos branquiais de mexillóns nativos e ameixas transplantadas e algúns casos de fagocitose hemocítica en gónada e tecido conectivo nas mesmas ameixas (figura 7.15).

As alteracións histopatolóxicas de cada estación de mostraxe contabilizáronse semi-cuantitativamente a través dun índice ponderado de dano (IPD). O índice IPD correlacionouse significativamente co sinal  $\delta^{15}\text{N}$  determinado tanto nos mexillóns analizados como nas macroalgas nativas que habitaban na súa contorna. Deste xeito canto maior era o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  corporal

observado maior era o dano histolóxico predito. A validación destas relacións *Descriptor-Efecto* permite simplificar os aspectos técnicos e mellorar a relación *Custo-Efectividade* no deseño dos PVA (Carballeira et al., 2011b).

### Estudo de poboacións e comunidades nativas

Desde os anos 1980 se veñen producindo claros conflitos entre xestores e ecólogos, porque os métodos ecosistémicos presentan numerosos inconvenientes que afectan á súa operatividade. Underwood (1997; 2000) destaca unha serie de problemas na detección de efectos ou perturbacións a nivel de comunidades, como a variabilidade natural poboacional e da comunidade, problemas na comparación antes e despois da perturbación, na comparación de escenarios, e a falta de linealidade intensidade-efecto. Todos estes problemas agrávanse cando analizamos as causas dos patróns de distribución e abundancia de animais e plantas na franxa intermareal en costas rochosas xa que:

- Normalmente a avaliación da integridade ecolóxica do ecosistema receptor dos impactos acuícolas fundaméntase na composición e estrutura da comunidade invertebrada de substratos brandos (máis uniformes que os substratos rochosos). A práctica inexistencia deste tipo de fondos nas costas fortemente expostas limita a vixilancia ás comunidades instaladas sobre substratos duros, sobre todo as localizadas na franxa intermareal, a máis impactada e máis alcanzable para estudar.
- A distribución dos organismos neste tipo de costa responde a numerosas interaccións (procesos de recrutamento ou *supply-side ecology*, mecanismos de estruturación das ensamblaxes *top-down / bottom-up*, depredación de especies estruturadoras...) e o seu estudo supón unha tarefa moi complexa na actualidade (Chapman, 1995; 2000a; Underwood, 2000; Menge, 2000). A heteroxeneidade espazo-temporal de poboacións e comunidades que habitan na zona intermareal condúcenos a buscar outras aproximacións, como as comentadas anteriormente, baseada na determinación de biomarcadores de tensións en



A heteroxeneidade espazo-temporal das poboacións que habitan na zona intermareal condúcenos a buscar outras aproximacións para a avaliación da integridade ecolóxica, como as baseadas na determinación de biomarcadores de tensións en organismos nativos como mexillóns, ostras, lapas, cirrípedos... Foto: J. Cremades.



organismos nativos ou transplantados ou na realización de bioensaios de colonización sobre substratos artificiais.

A pesar de todo iso, o seguimento de poboacións ou comunidades bentónicas rochosas, sobre todo se presentan algún tipo de protección, deberíanse incluír dentro do PVA, aínda que a periodicidade dos controis (v.g. cada 3-5 anos) pode ser superior á doutros parámetros de máis doada obtención. Ao utilizar esta aproximación metodolóxica débese ter en conta que para a correcta interpretación dos resultados é conveniente dispoñer de sitios control ou valores de referencia, sendo moi útil ter información sobre o grao ou estado de conservación do sitio antes de que comece a actividade da granxa (estado preoperativo ou cero), mellorar as ferramentas bénticas, e utilizar variables preditivas xunto a parámetros biolóxicos simples ou contar co soporte de novas tecnoloxías (v.g. análise de imaxes, isótopos estables...), tanto para detectar as tendencias a longo prazo como para deslindar responsabilidades fronte a outras fontes de impacto natural ou antrópicas. Pero antes hai que resolver cuestións básicas como: *que tipo de parámetros macroscópicos, que nivel taxonómico e que métodos de caracterización da perturbación son os máis apropiados para ser considerados no deseño dun PVA das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral?*

### Parámetros macroscópicos estruturais e funcionais

Calow (1996) considera que as propiedades estruturais dos sistemas ecolóxicos son máis importantes que as funcionais. Esta regra ecotoxicolóxica fundaméntase en numerosas observacións sobre como moitas especies poden ser eliminadas dunha comunidade sen cambios aparentes nos ciclos de enerxía e materiais. Isto é debido á redundancia funcional entre as especies

que compoñen as comunidades, de modo que cando unha comunidade está sometida a unha tensión química a substitución de especies e outros axentes homeostáticos manteñen estable o funcionamento global do sistema (Odum, 1985). Por este motivo, os atributos funcionais foron frecuentemente ignorados nos estudos de contaminación como respostas á tensión ambiental (Gray, 1989). Un exemplo clásico achégao o Paradigma de Pearson e Rosemberg (1978) cando observan que só altos niveis de enriquecemento orgánico favorecen a perda de especies e a aparición de especies oportunistas de macroinvertebrados bentónicos, mentres que a baixos niveis de contaminación as respostas poden ser opostas. Tamén, é necesario ter en conta que o estado dunha ou unhas poucas especies particulares (especies crave) pode ser máis importante que a alteración dun conxunto de especies sobre a estrutura e o funcionamento da comunidade.

### Concepto de suficiencia taxonómica

Os cambios na composición e estrutura das comunidades receptoras son os mellores indicadores de impacto sobre a integridade ecolóxica. Por definición, os organismos que habitan un medio son os que definen o seu grao de conservación e os parámetros que resumen a súa composición ou estrutura pódense utilizar como variables de estado. Con todo, o seu estudo é custoso xa que supón analizar todos os grupos taxonómicos existentes e non todos responden o impacto. Garmendia et al. (2005) consideran que, para a avaliación de impactos, como os derivados da acuicultura, sobre a comunidade béntica é suficiente estudar a macroinfauna a nivel de familia presente na capa superficial do sedimento. Isto axústase ao concepto de suficiencia taxonómica (Ellis, 1985) que se basea en utilizar o menor nivel de especialización taxonómica capaz de obter a información necesaria que permita alcanzar os obxectivos expostos. A isto hai que engadir que mentres as variacións ambientais naturais afectan á macrofauna a nivel específico as perturbacións antrópicas fano a niveis taxonómicos superiores (Warwick, 1988a; 1988b).

Pódese profundar no aforro utilizando soamente un grupo faunístico sempre que sexa un descriptor eficaz do estado da comunidade. Por exemplo, para os fondos de tipo detrítico– sedimentario o grupo dos anélidos poliquetos

é o máis empregado en relación ao impacto dos cultivos mariños. Os taxones dos anélidos poliquetos presentan gran diversidade de respostas fronte ao enriquecemento orgánico. Mentres algunhas familias como *Capitellidae*, *Dorvilleidae*, *Spionidae*, *Glyceridae* o *Nereididae* son tolerantes, outras como *Onuphidae*, *Sabellidae*, *Magelonidae*, *Maldanidae* e *Paraonidae* *Nephtyidae* considéranse sensibles á contaminación orgánica (Salas, 1996; Méndez et al., 1998; Cañete et al., 2000; Belan, 2004; Harkantra y Rodrigues, 2004; Pagliosa, 2005; Tomassetti y Porrello, 2005; Lee et al., 2006; Sutherland et al., 2007; Lamparidou et al., 2005; Garmendia y Mora 2007; Dean, 2008; Martinez-Garcia et al., 2013).

Aínda que tradicionalmente o concepto de suficiencia taxonómica relacionouse coa infauna invertebrada nativa pode ser aplicado a outro tipo de comunidades, como as colonizadoras de substratos artificiais ou a comunidades nativas transplantadas, polo que é un concepto especialmente útil no campo dos programas de vixilancia ambiental xa que supón unha considerable redución de tempo e de custos da vixilancia para obter resultados capaces de dar resposta ás necesidades das administracións.

### Métodos de caracterización do estrés ou a perturbación

A nivel de organismo, a teoría ecolóxica predice que os organismos de pequeno tamaño serán máis abundantes en ambientes estresantes (Odum, 1985). O tamaño corporal está correlacionado con outras características biolóxicas (ciclo de vida, taxa reprodutiva ou hábitat), polo que ten grandes implicacións para os organismos en termos enerxéticos e de interaccións tróficas (Teoría Ecolóxica Metabólica de Brown et al., 2004). Os organismos pequenos normalmente mostran altas taxas de crecemento e ciclos de vida acelerados que lles confire vantaxes nas súas respostas a perturbacións ou tensións (Cardillo, 2003). As especies de gran tamaño mostran un gran número e intensidade de interaccións tróficas o que lles fai máis sensibles a calquera cambio que ocorra a escala de ecosistema (Woodward et al., 2005). Os animais que ocupan posicións tróficas altas son máis sensibles a cambios tróficos resultantes da tensión debida á redución do número de presas potenciais, ao incremento da toxicidade do alimento por contaminan-

tes e da maior enerxía requirida para facer fronte á tensión (BradLei, 2008). De feito, os depredadores son moi escasos nos ecosistemas perturbados, tipicamente caracterizados por produtores primarios e herbívoros (Menge e Sutherland, 1987). Por outra banda, a tensión parece seleccionar aqueles organismos cunha gran variabilidade fenotípica e un nicho ecolóxico amplo (MacArthur e Levins, 1967; Stubbs e Wilson, 2004).

A nivel de comunidade, coñécense os principais efectos que provoca a contaminación sobre as características estruturais e funcionais (dominancia, baixa diversidade, ciclos sobrecargados...) pero requirense medidas que sexan preventivas (e non descritivas) antes de que o sistema deteriórese irreversiblemente. O principio consiste en responder á seguinte pregunta: *Que tipo de comunidade habería aquí se non houberse unha perturbación de orixe humana?* Evidentemente a pregunta implica comparar dúas comunidades, a actual e a de referencia tras a súa evolución en condicións naturais, pero a ecoloxía non é capaz de predicir estes procesos. Polo que todos os métodos existentes soamente permiten avaliar o estado ecolóxico *a posteriori*, é dicir, como a tensión ambiental afectou ás comunidades respecto ao valor de referencia (Simberloff, 2004). Para iso, dispoñemos de alternativas estruturais, as máis tradicionais e comunmente utilizadas, e funcionais.

Desde a **perspectiva estrutural** dispoñemos de varias aproximacións para a avaliación do estado ecolóxico dunha localidade:

- Comparación da estrutura da comunidade dunha localización coa teórica esperada ou coa normal. Entre os *modelos teóricos* están as curvas de abundancia- dominancia ou os índices de diversidade específica (Daly et al., 2018). A principal obxección a estes índices como medida da perturbación baséase no feito de que dependen tamén de factores distintos da contaminación e é ambiguo o establecemento dos límites en relación co grao de alteración. O principal problema dos modelos baseados na comparación con datos normalizados ou de referencia (**modelo neutro de Caswell** ou de aplicación de coeficientes de polución) é que esixen un coñecemento previo e exhaustivo da zona e das especies.

- Comparación de atributos estruturais que respondan de diferente forma segundo o tipo de perturbación. Entre as medidas, coñecidas como de *control interno*, están as **Curvas de Abundancia de Biomasa (ABC)** que presentan unha sensibilidade razoable fronte a alteracións de diferente natureza, aínda que se vinculan especialmente coas entradas de materia orgánica. Unha alternativa similar é a identificación de **propiedades estruturais conservativas** susceptibles de modificación por perturbación ou contaminación. Certas propiedades das comunidades son comúns para o mesmo estadio de desenvolvemento con independencia da composición específica, a cal está máis influenciada polas condicións naturais de cada medio. Algúns autores consideran que as **curvas ataxonómicas** (espectro de biomasa ou de tamaño corporal) son capaces de diferenciar os efectos da contaminación orgánica da tóxica, en base a que a contaminación tóxica causa unha caída na diversidade específica, pero sen provocar unha desviación da distribución log-normal, mentres que a contaminación orgánica produce ambas as cousas. Respecto da **descomposición da diversidade beta** ou cambios na composición de especies entre localidades ao longo dun gradiente ambiental, existe un gran descoñecemento sobre que patróns de reemplazamento (substitución de especies) e aniñamento (desenvolvemento de conxuntos aniñados de especies que comparten unha gran parte da distribución ao longo dun gradiente de riqueza) poderían xurdir ao longo de gradientes de tensión a pequena escala. A gran escala sabemos que, ao longo de gradientes de riqueza, onde os sitios difiren na súa intensidade de tensión e comparten poucas especies, as diferenzas en composición deberanse fundamentalmente ao reemplazamento de especies, as cales mostrarán un alto grao de especificidade ao longo do gradiente (especialistas). Cando os gradientes de riqueza prodúcense a través da perda de especies dando lugar a comunidades máis pobres, subconxuntos daquelas máis ricas, a diversidade beta explícase por aniñamento. Neste caso, as comunidades comparten unha alta porcentaxe de especies porque as especies que habitan os sitios máis pobres son capaces de tolerar a tensión e aparecen baixo un amplo rango de niveis de tensións (xeralistas) (Gutiérrez, 2014). A descomposición da diversidade beta por reemplazamento de especies foi utilizada con éxi-

to a pequena escala por Carballeira et al. (2011e) para determinar os limiares de cada variable explicativa que producían cambios de estado significativos das comunidades bentónicas afectadas por piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas en mar aberto.

A avaliación do estado ecolóxico **funcional** baséase en que as especies que aparecen en ambientes tensos deberían compartir unha serie de trazos biolóxicos (Southwood, 1977; Odum, 1985; Stanton et al., 2000) e tendencias similares nas características funcionais ao longo dos gradientes de tensións. As aproximacións baseadas nos trazos biolóxicos ofrecen grandes vantaxes fronte aos métodos convencionais baseados en clasificacións taxonómicas. Pódense calcular medidas de diversidade funcional (Villéger et al., 2008; Laliberte e Legendre, 2010) usando os trazos biolóxicos dos organismos, obtendo a riqueza, a equidade-diversión ou a redundancia funcional (Mason et al., 2005; Rosenfeld, 2002). Por exemplo, a alteración funcional do ecosistema pódese poñer en evidencia mediante cambios observados na **estrutura trófica** da comunidade, xa que a importancia relativa de cada estratexia adaptativa pode verse selectivamente alterada segundo o tipo de contaminación.

É certo que fronte a débiles niveis de contaminación os bucles de retroalimentación complexos poden atenuar as perturbacións pola existencia de redundancias funcionais no interior das comunidades. Unha especie sensible pode ser substituída por un equivalente ecolóxico poluto-tolerante de xeito que o funcionamento xeral do sistema non se verá afectado. Pero unha polución accidental ou crónica certa pode orixinar efectos claros sobre o fluxo de enerxía ou o ciclo dos elementos. Os contaminantes poden interferir os ciclos bioquímicos de maneira directa ou indirecta a través dos organismos, actuando sobre todos os grupos tróficos, xa sexa afectando á produtividade primaria, bioconcentrándose e transferíndose aos niveis superiores.

### Ensaio de colonización de substratos artificiais

O estudo de comunidades colonizadoras de substratos artificiais pode ser un método alternativo á elevada dificultade que supón realizar os estudos

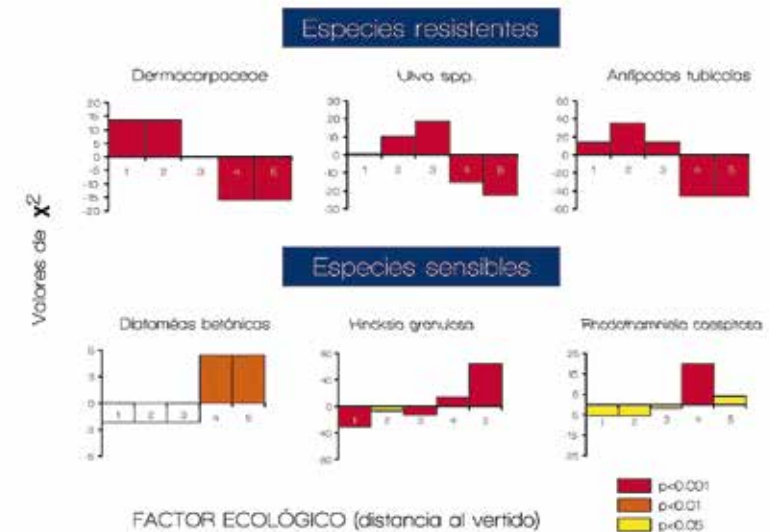
### I Composición estrutural de la comunidad

	LFA									
	2 meses					4 meses				
	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5
Riqueza Específica	18	18	19	19	19	31	23	23	17	17
Diversidad Específica	3,07	3,26	3,26	2,17	2,16	3,33	1,79	1,79	1,64	1,64

	XOVE									
	2 meses					4 meses				
	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5
Riqueza Específica	12	18	21	27	18	6	11	20	26	18
Diversidad Específica	2,07	1,64	3,55	3,86	2,68	1,73	2,39	3,26	3,45	3,05

### II Selección de especies indicadoras (Perfiles ecológicos)



**Figura 7.16.** Respostas das comunidades colonizadoras de substratos artificiais ás verteduras de piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral. I/ Variación dos parámetros macroscópicos da comunidade colonizadora en función do tempo e do grao de exposición. II/ Exemplos de perfís ecolóxicos, de especies colonizadoras sensibles e resistentes, en función da distancia ao foco da vertedura. Tomado de Carballeira (2013).



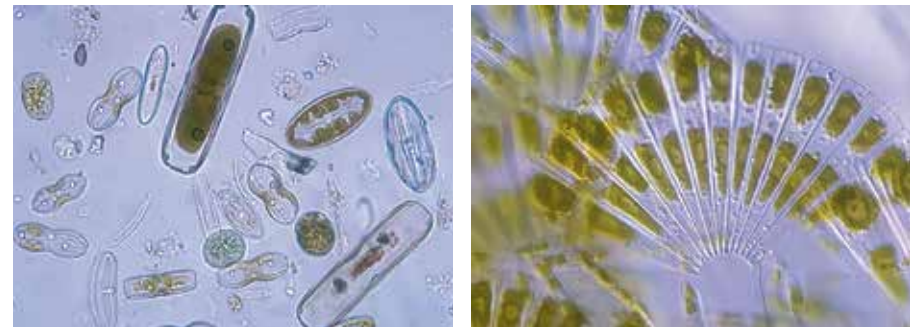
Marco con substratos artificiais de poliuretano esférico (esquerda). Colonización baixo exposición a verteduras de piscifactorías (Dereita). No hemisferio superior dominaban os produtores primarios (e.g. *Ulva* spp.) e na parte inferior os secundarios (e.g. *Balanidae*)

sobre comunidades nativas de hábitats complexos. Podemos ter en conta as mesmas consideracións e utilizar as mesmas técnicas descritas anteriormente aplicadas ás comunidades nativas. En ambos os casos, o efecto gradual respecto á distancia aos emisarios das verteduras sobre poboacións e comunidades nativas ou colonizadoras de substratos artificiais tamén pode ser caracterizado adecuadamente mediante a construción de Perfís ecolóxicos.

Un perfil ecolóxico é unha serie ordenada das respostas biolóxicas (variable de estado) nas clases dun factor ou descriptor ambiental (variable explicativa). Os perfís ecolóxicos permiten poñer en evidencia a ligazón existente entre as variables de estado e as explicativas ao longo dun gradiente ambiental (Carballeira et al., 2011e; Carballeira et al., 2012a). As variables explicativas han de ser sensibles ás verteduras, sinxelas de obter e interpretar e que permitan establecer relacións de causa-efecto coas variables de estado. Como variable explicativa pódese utilizar un parámetro fisicoquímico do medio (v.g. pH, SS...), un descriptor do grao de exposición (v.g. distancia ao emisario) ou un marcador corporal (v.g. concentración dun contaminante, sinal isotópica...). Como variable de estado pódense utilizar respostas:

- A *nivel específico*, a resposta pode ser caracterizada mediante a frecuencia (presenza/ausencia), abundancia (v.g. cobertura, densidade, biomasa) ou estado vital (v.g. vigor fisiolóxico, biomarcador molecular, alteración histo-morfolóxica) observada en cada clase do factor.
- A *nivel de comunidade* calquera índice biocenótico funcional ou estrutural (v.g. riqueza específica; diversidade específica, trófica ou de formas de vida) observado en cada clase do factor.

Así mesmo, o perfil ecolóxico permite cuantificar o tipo de relación existente entre a resposta ecolóxica e a variable ambiental. Basicamente as técnicas de **análise frecuencial** (Daget y Godron, 1982) permiten seleccionar as especies indicadoras, pola súa resposta sensible ou resistente, dos efectos orixinados polas verteduras das granxas. Ademais, mediante a aplicación de test de significación estatística baixo a hipótese da equidistribución (v.g. Chi-cuadrado,  $\chi^2$ ), pódese caracterizar o grao de ligazón existente entre a variable resposta e cada intervalo ou clase dunha variable explicativa (López et al., 1997) (figura 7.16). Complementariamente pódense utilizar técnicas multifactoriais (v.g. regresión múltiple) para seleccionar as variables explicativas que integran as ecuacións que mellor predín



Tanto as respostas funcionais como estruturais das comunidades de diatomeas bentónicas colonizadoras de substratos artificiais poden ser consideradas como variables de estado dun PVA.  
Foto: J. Cremades.



as variables resposta. Unha síntese da información obtida simplificará a vixilancia futura dos escenarios de estudo ou doutros similares, un, por centrarse soamente nunhas poucas especies seleccionadas *ad hoc* como indicadoras e, dúas, por dispoñer dos limiares das variables explicativas seleccionadas que provocan cambios significativos das respostas biolóxicas, as que realmente deben servir para definir os niveis de impacto ambiental.

Con esta técnica seleccionáronse as especies indicadoras de impacto entre as colonizadoras dos substratos artificiais e obtivéronse os valores dos parámetros funcionais da comunidade indicadores de perturbación (Carballeira, 2013). Como exemplo de bioindicadores resistentes ás verteduras das granxas están: os cianófitos da familia *Dermocarpaceae*, as algas verdes do xénero *Ulva* e os anfípodos tubícolas; sendo sensibles: as diatomeas bentónicas, o feófito *Hincksia granulosa* (Smith) P.C. Silva e o rodófito *Colaconema caespitosum* (J. Agard) Jackelman, Stegenga & J.J. Bolton. Entre as respostas funcionais de fácil obtención inclúense: a composición pigmentaria dos produtores primarios, a biomasa de produtores primarios e secundarios e o sinal isotópico do  $^{15}\text{N}$ . Este último tanto como medida da dispoñibilidade de nitróxeno, como descritor do grao de exposición xenérica ás verteduras. Ademais, comprobouse que o resultado final vén condicionado pola forma do substrato artificial e a duración do período de exposición. Como superficies de colonización, pódese utilizar todo tipo de materiais (v.g. plásticos, fibra de vidro) pero é preferible utilizar estruturas esféricas por representar de maneira estable as distintas condicións de luminosidade. Xérase un gradiente de iluminación desde o polo do hemisferio superior, o máis iluminado, que será colonizado fundamentalmente por organismos autótrofos ata o polo do hemisferio inferior onde dominarán os consumidores. Esta diversificación do ambiente permitirá deslindar mellor as respostas funcionais e estruturais da comunidade colonizadora ás verteduras das granxas. Respecto ao tempo de exposición das superficies para colonizar depende da época do ano, pero na época crítica (agosto-outubro) os mellores resultados obtivéronse aos 2 meses. As comunidades establecidas despois de períodos moi longos (4 meses) distinguen peor os efectos dos efluentes porque as especies oportunistas (i.e., leituga de mar,



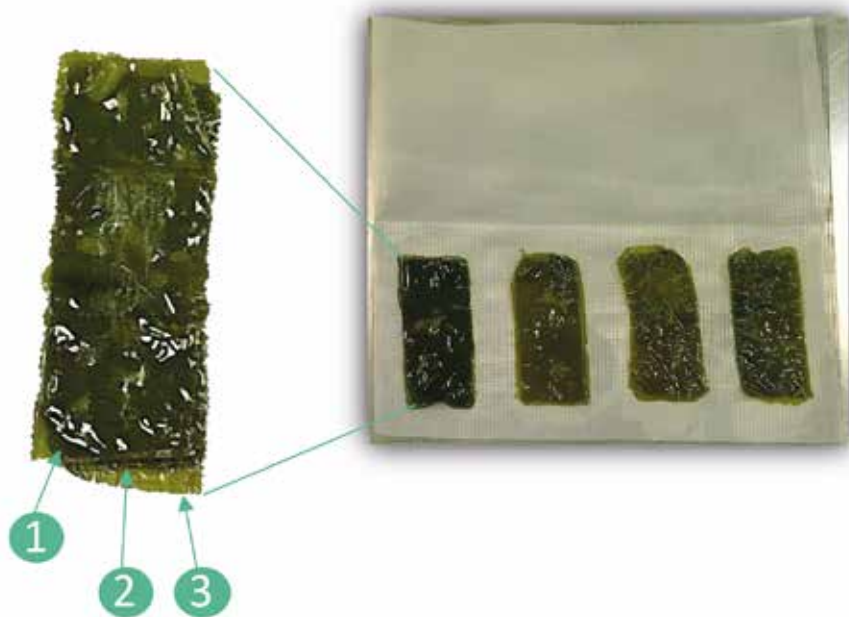
Entre as especies sensibles ás verteduras das granxas mariñas instaladas en terra destacan o rodófito *Colaconema caespitosum* (Esquerda) e o feófito *Hincksia granulosa* (Dereita).

Foto: J. Cremades e I. Bárbara.

landra de mar, mexillón) conseguen monopolizar case todo o espazo. Pola contra, se os períodos son excesivamente curtos obtense unha biopelícula formada por microcolonias bacterianas e de algas unicelulares nativas e que son máis difíciles de clasificar.

### Outros métodos alternativos

A realización de *estudios epidemiolóxicos* de poboacións de organismos nativos (v.g. taxa de deformidades, asimetría corporal, incidencia tumoral,



Bioensaio de descomposición. - Dispositivo de exposición do material algal para avaliar a taxa de descomposición. Cada mostra constrúese con 4 réplicas de 3 tiras de alga cada unha. A mostra confínase en bolsas de dobre capa: interna de polietileno 200 $\mu$  e externa de malla de fibra de vidro 2mm.

grao de parasitismo...) son unha vía alternativa moi prometedora. Aínda que de custosa aplicación nun PVA rutineiro, os estudos epidemiolóxicos de poboacións selectas poderíanse utilizar para unha mellor definición da integridade ecolóxica preoperativa e para controis de realización a longo prazo (v.g. cada 5 anos).

Un método funcional de interesante implementación nos PVA do medio mariño é o **bioensaio de descomposición de materia orgánica** realizada *in situ*. Desde unha perspectiva ecolóxica a materia orgánica non

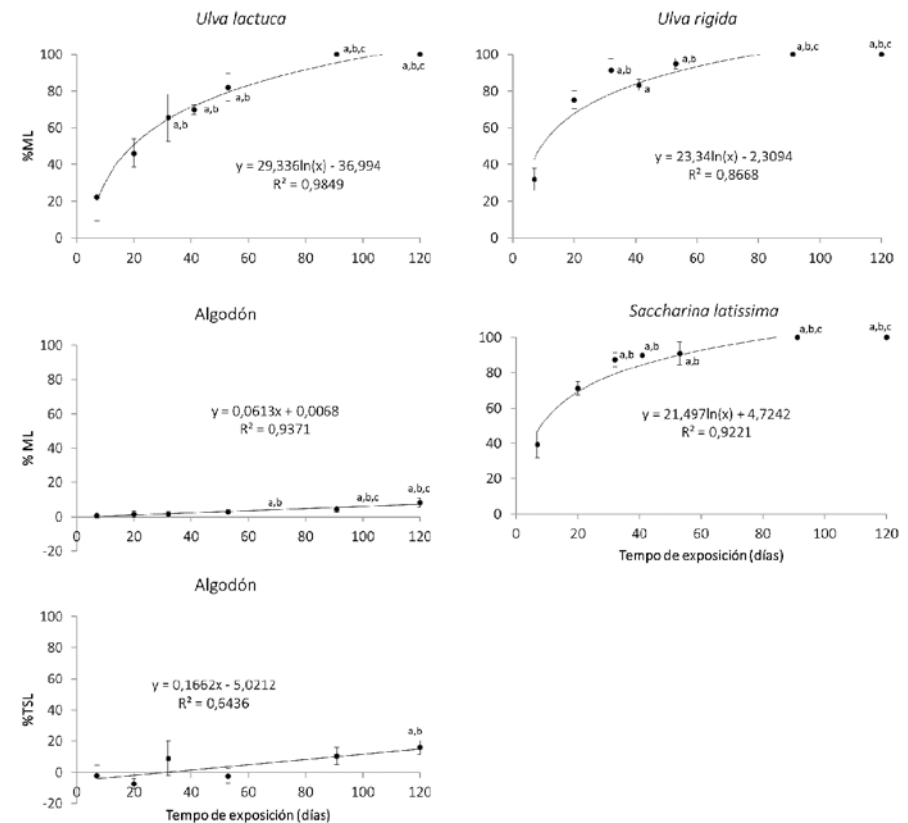
viva (fundamentalmente fitodetritos) xoga dous papeis substanciais, un directo xa que supón unha fonte importante de enerxía de entrada ás redes alimentarias e outro indirecto a través da necesidade de reciclar os nutrientes para o seu uso polos produtores primarios. O proceso de descomposición depende das características intrínsecas do material de partida, das condicións ambientais e da actividade biolóxica (Mews et al., 2006). O procesado biolóxico dos fitodetritos realízase a través da



Bioensaio de descomposición. – Preparación e exposición dun dispositivo con varias mostras que conteñen tiras de macroalga. Foto: A. Carballeira.

súa fragmentación-consumo pola comunidade de detritívoros e da súa descomposición-adequación pola comunidade microbiana. A descomposición da materia orgánica é un proceso fundamental para o bo funcionamento dos ecosistemas, ao condicionar a reciclaxe de nutrientes, foi proposto como indicador da calidade da auga (Gessner & Chauvet, 2002; Young et al., 2008) e reúne os requisitos para converterse nun indicador funcional da integridade ecolóxica do sistema.

Habitualmente a caracterización do proceso de descomposición *in situ* realízase mediante o bioensaio coñecido como **litter bag**, que consiste en introducir nunha bolsa de malla unha cantidade coñecida de materia orgánica (v.g. frondes algais en medio mariño) e expoñela no medio acuático (suspendida na auga ou sobre o bentos) durante un período determinado de tempo (Boulton & Boon, 1991). Utilízanse bolsas de nailon con dous tipos de poro de malla (v.g. 0,35 e 10 mm Ø), a perda de biomasa obtida co poro pequeno será debida exclusivamente á descomposición microbiana (bacterias e fungos), mentres que o grande ademais permite a fragmentación e o consumo causado por detritívoros, como os anfípodos *Talitrus saltator* e *Megalorchestia pugettensis* (moi comúns nas costas sedimentarias galegas). A continuación, determínase a velocidade de descomposición en función da perda de biomasa, pero tamén se poden estudar outros aspectos como a captura incidental de meio e macroinvertebrados, o grao de epifitismo, os microorganismos asociados (v.g. número de colonias bacterianas), etc. Para os estudos ecolóxicos pódese utilizar material fresco ou maduro local (v.g. 10 días despois do arribazón), este último é o que mellor reflicte a situación real. Con todo, o principal inconveniente desta técnica, desde a perspectiva ecotoxicolóxica, é non dispoñer dun material homologado todo o ano. Esta deficiencia inherente á técnica pódese superar mediante a creación dun banco de macroalgas ou utilizar un substrato homologado. Por exemplo, pódese colleitar ou producir abundantes frondes dun alga tipo (v.g. *Ulva* spp. ou *Saccharina latissima*) con características morfolóxicas similares, que despois de seren lavadas e secadas pódense seccionar en forma de discos ou tiras. Cando se requira facer un ensaio as porcións peso-equivalentes introdúcense nas *litter bags*, expóñense un tempo determinado e compróbase a perda de peso debido á descomposición.



**Figura 7.17.** Bioensaio de descomposición. - Evolución da perda de peso ( ML) e da tensión de ruptura ( TSL), en % respecto do control, en función do tempo de exposición (días) para unha temperatura media de 22 °C. Nivel de significación (a: 0.1; b: 0.05; c: 0.01). Datos non publicados.

A bibliografía existente sobre os estudos de descomposición no medio mariño, incluso sobre macroalgas, son moi escasos (Lopes et al., 2011; Martins et al., 2012; Franzitta et al., 2015). A taxa de descomposición depende das condicións abióticas do medio (temperatura, pH, Salinidadee, concentración

de osíxeno...), da natureza da materia orgánica e da comunidade de organismos descompoñedores presentes no medio receptor (Tank et al., 2010). A descomposición da materia orgánica será maior naqueles ambientes aos que se atope asociada, sendo a Salinidade e o factor ambiental de máis peso no medio acuático (Franzitta et al., 2015). Isto lévanos ao emprego preferente de materiais propios dos ecosistemas mariños. Incluso os ensaios deberían realizarse para cada hábitat (supralitoral, eulitoral, bentónico sublitoral, bentónico de augas profundas, peláxico e soterrado nos sedimentos) xa que existen grandes diferenzas con respecto á intensidade e calidade da luz, a concentración de osíxeno, a comunidade microbiana nativa, a fricción ou as concentracións de nutrientes entre estes ambientes (Tosin et al., 2012).

Desde unha perspectiva ecotoxicolóxica estudamos o proceso de descomposición das frondes de tres especies de macroalgas mariñas (datos sen publicar): *Saccharina latissima*, *Ulva lactuca* e *Ulva rigida*. Estableceuse o protocolo para a realización do bioensaio (i.e., número de tiras de alga en cada réplica, número de réplicas, dispositivo de exposición, desalinización das mostras) e establecéronse os tempos de exposición necesarios para obter un grao aceptable de descomposición. Os mellores resultados obtivéronse con *S. latissima* en canto replicabilidade da mostra e taxas de descomposición máis aceleradas, flutuando a vida media (50% de descomposición) entre 13 e 14 días para unha temperatura media da auga de 12 e 22 °C, respectivamente (figura 7.17). Recentemente realizamos o primeiro experimento de campo consistente en expoñer transplantes de *S. latissima* a 3 m de profundidade durante 34 días na contorna inmediata de bateas de mexillón, gaiolas de salmón e un control, situados na enseada de Louro (Muros, A Coruña). Só se observaron diferenzas significativas da taxa de descomposición entre o control e as gaiolas, por reducir estas a taxa de descomposición á vez que se relacionaba cun incremento do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  (‰).

Unha variante do ensaio *litter bag* é o coñecido como el **bioensaio de tiras de algodón** (*Cotton Strip Assay, CSA*). Utilizado habitualmente en chans e ríos, as taxas de descomposición médianse empregando follas por ser a principal fonte orgánica (Boulton & Boon, 1991). Para resolver



Adaptación do bioensaio de tiras de algodón para o seu emprego no mar.



Os bioensaios foron repetidos nos fiordos chilenos.

certos problemas asociados ao emprego de follaxe (v.g. a temporalidade e baixa consistencia do material e a dificultade de estandarizar o método, debido sobre todo á variable natureza dos substratos naturais) propúxose por primeira vez en 1945 o uso de algodón como un substrato biodegradable homoxéneo (Richard, 1945). Os primeiros experimentos con material celulósico desenvóléronse en chans, non foi ata anos máis tarde cando comezan a introducirse no estudo de ecosistemas acuáticos (Boulton & Quinn, 2000; Claret et al., 2001; Tiegs et al. 2007, 2013; Ferreira et al., 2020). A celulosa, constituínte principal das tiras de algodón, é un substrato adecuado para fungos e bacterias e pode servir como unha fonte de alimento para algúns invertebrados. Con todo, a velocidade de descomposición das tiras de algodón no medio mariño é moi inferior á das macroalgas, con nulo ou baixo contido en celulosa, polo que as exposicións serían máis longas (figura 7.17). O aumento do tempo de exposición pode ser un inconveniente loxístico por aumentar o risco de perda dos transplantes, aínda que tamén podería considerarse unha vantaxe ao integrar períodos máis longos de resposta do proceso biolóxico. As taxas de descomposición neste caso pódense establecer mediante a perda de peso e da resistencia á tracción, mais especificamente mediante a determinación da tensión de ruptura (Boulton e Boon, 1991). Un ensaio similar ao da tira de algodón, realizado cun material artificial máis sensible para o medio mariño, podería ser moi útil como método estandarizado na avaliación ambiental, onde existe a necesidade de incluír criterios funcionais conxuntamente cos estruturais tradicionais (Wallace et al., 1996; Boulton y Quinn, 2000; Gessner e Chauvet, 2002).

Resumindo, unha boa opción para a caracterización da integridade ecolóxica do medio receptor pódese conseguir estudando simultaneamente os procesos de colonización de substratos artificiais e de descomposición da materia orgánica (Ferreira et al., 2020), porque reflicten o grao de alteración dos fluxos de enerxía no sistema receptor. Ademais, entre ámbolos dous procesos, participan organismos pertencentes aos distintos niveis tróficos (autótrofos, descompoñedores e consumidores), o cal aumenta o realismo ecolóxico do bioensaio.

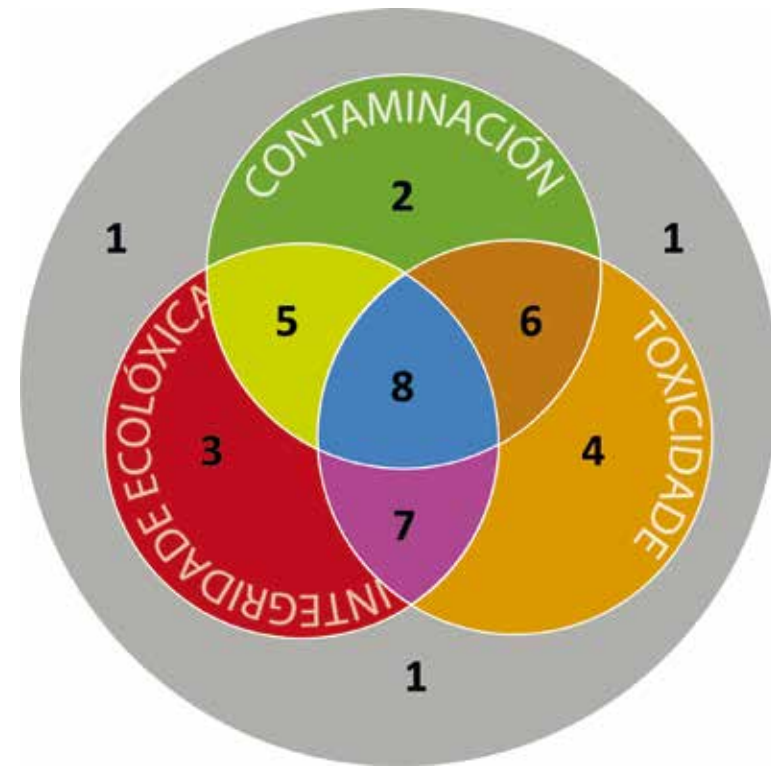
## Toxicidade das verteduras *versus* Integridade ecolóxica do medio receptor

Os métodos integrados son necesarios pola propia complexidade e dinamismo do medio ambiente, así como pola dificultade que existe para definir con seguridade a situación ambiental a partir dunha soa aproximación. A principal vantaxe das avaliacións ambientais baseadas na integración de varias metodoloxías reside en que a cantidade total de información que se extrae do estudo do ecosistema é maior e máis útil que a suma da información dos seus compoñentes individuais.

A combinación das tres liñas de evidencias pode utilizarse para:

- Identificar e diferenciar áreas en estado de degradación debidas a un fenómeno de contaminación, fronte a certas condicións de referencia
- Determinar a extensión da degradación de forma cuantitativa, particularmente das zonas grises (*gray zone*), intermedias entre as zonas con degradación e a ausencia de esta
- Determinar criterios de calidade asociados a danos biolóxicos
- Delimitar áreas segundo prioridades de protección ou recuperación
- Describir relacións ecolóxicas que existen entre as propiedades do medio e a biota, é dicir, identificar procesos de alteración debidos á casuística natural
- Predicir que áreas presentan un alto risco de degradación, en base á información obtida polas liñas de evidencia de contaminación e toxicidade

As conclusións proporcionadas por cada liña de evidencia son consideradas en relación coas que ofrecen as outras liñas compoñentes do sistema integrado. Como se pode observar na figura 7.18 e a táboa 7.4 as combinacións



**Figura 7.18.** Representación gráfica das situacións ambientais término, da metodoloxía integrada de vixilancia ambiental (Adaptado de Chapman, 1990)

achegadas polas tres liñas de evidencia dan lugar a oito tipos de situacións ambientais, que van desde a ausencia de degradación ambiental ata a súa confirmación plena (Chapman, 1990).

Anteriormente analizouse o por que non era fácil establecer correlacións entre as análises químicas do medio ou organismos e os resultados dos bioensaios toxicolóxicos. Máis complicado resulta moitas veces

establecer ligazóns entre os bioensaos de toxicidade das verteduras e a integridade ecolóxica do medio impactado. É necesario sinalar que as diferenzas entre os resultados obtidos nestas dúas liñas de evidencia poden ser debidas a outras causas e/ou factores de confusión (Point y Waller, 2000).

### Causas de confusión

Entre as causas de confusión dos bioensaos está o diferente comportamento entre grupos taxonómicos, fases do ciclo vital, estratexias de vida ou graos de aclimatación, así como os efectos sobre as interaccións entre especies. Neste sentido, habemos de recalcar que moitas veces os organismos test utilizados nos PVA non se corresponden coas especies que forman parte do ecosistema receptor.

As respostas dos organismos aos contaminantes poden variar significativamente entre grupos taxonómicos e, ademais, como as respostas coñecidas dos organismos acuáticos son de tipo contaminante específico e en ambientes controlados. Por este motivo, a predición das respostas nas condicións de campo, nas que se atopan expostas a mesturas complexas (v.g. efluentes dunha granxa), pode ser moi difícil ou imposible de realizar. Os resultados indican que é necesario manter certa precaución ao utilizar índices bióticos na avaliación dos efectos de mesturas complexas de compostos químicos. Isto pode explicar en gran medida as diferenzas observadas entre as predicións de efectos a partir dos resultados obtidos coa batería de bioensaos aplicada aos efluentes e as avaliacións da integridade ecolóxica en condicións de campo.

O tipo de **estratexias de vida** que domine nos taxóns utilizados na avaliación de campo condicionarán o grao de perturbación da integridade ecolóxica observado. Por exemplo, as respostas serán moi diferentes se se utilizan organismos con distintas estratexias alimentarias (filtradores, sedimentívoros, detritívoros, omnívoros, herbívoros, carnívoros, etc.) porque o grao de exposición aos tóxicos ou a súa biodisponibilidade tamén será moi diferente. Doutra banda, os produtores primarios poden ser máis ou menos

Situación ambiental	Exposición	Toxicidade	Integridade ecolóxica
1. Non existe degradación ambiental	-	-	-
2. Contaminantes non biodisponíbles	+	-	-
3. Non se determinaron os contaminantes adecuados. Risco potencial de degradación	-	+	-
4. Alteración debida a causas naturais	-	-	+
5. Estrés no sistema, aínda que aínda non se produciu degradación	+	+	-
6. Contaminantes non biodisponíbles ou a alteración débese a causas naturais	+	-	+
7. Non se determinaron os contaminantes adecuados. Existe degradación do sistema	-	+	+
8. Existe degradación ambiental	+	+	+

**Táboa 7.3.** Situacións ambientais descritas pola metodoloxía integrada de vixilancia ambiental. [Corroborouse (+) ou non (-) a presenza de contaminantes, de toxicidade nos bioensaos ou de alteración da integridade ecolóxica]. (Adaptado de Chapman, 1990).

sensibles aos tóxicos e condicionar aos seus consumidores (efectos indirectos). Por exemplo, os herbívoros que se alimentan de perifiton poden resultar máis afectados que outros grupos de organismos. De feito, certas métricas son indicativas de perturbacións concretas en base ás diferentes estratexias de vida (Barbour et al., 1996). Así, un aumento respecto ao esperado de organismos filtradores suxire enriquecemento orgánico. Outras métricas combinan a porcentaxe de contribución de grupos tolerantes ou intolerantes seleccionados.

As características de cada **etapa do ciclo vital** dos organismos acuáticos inflúen nas súas respostas aos contaminantes. É amplamente coñecido que, en xeral, as etapas temperás da vida da maioría dos organismos acuáticos son moito máis sensibles aos contaminantes que os adultos.

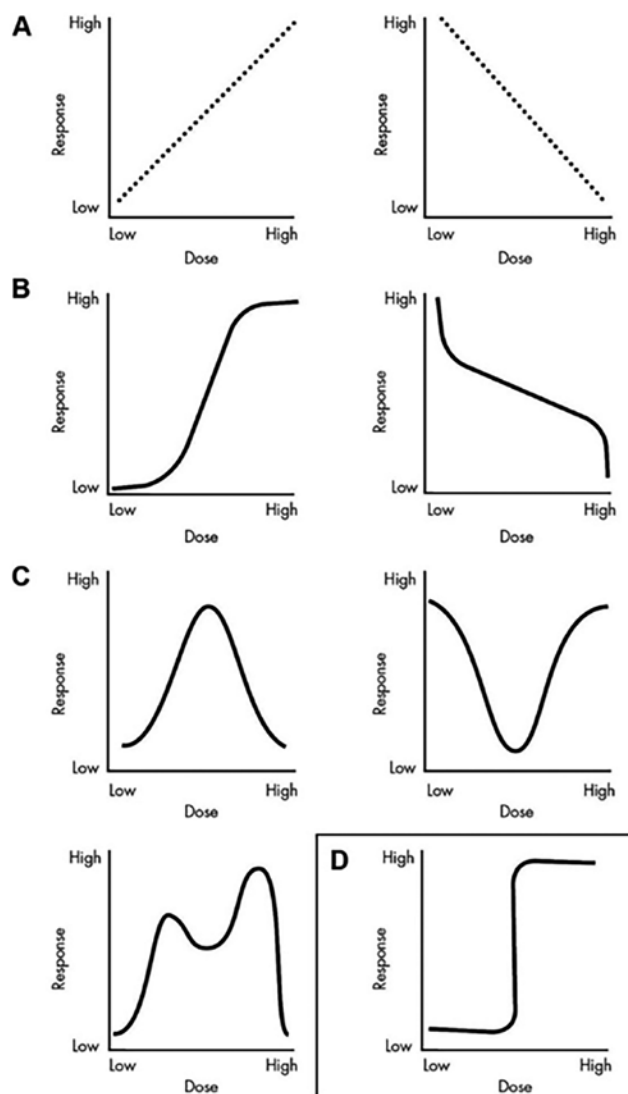
O efecto dos contaminantes sobre as **interaccións entre especies** (v.g. depredación, competencia) pode xogar un papel importante na estrutura e composición das comunidades acuáticas. Por exemplo, a perda dunha especie particular dun sistema poida que non sexa debida a un efecto tóxico directo, senón que pode derivarse da perda ou redución da súa presa base, que é máis susceptible á contaminación. Aínda que se considera que os efectos tóxicos directos son máis importantes que os indirectos, é necesario sinalar que en diferentes estudos ecotoxicolóxicos atopouse que os efectos indirectos dos contaminantes ocorren fundamentalmente a concentracións baixas a longo prazo, mentres que os efectos directos relaciónanse con concentracións altas a curto prazo. Ademais, os posibles efectos indirectos que poden xerar os efluentes complexos son ignorados nas predicións ecotoxicolóxicas e son outra fonte de discrepancia na comparación de resultados entre os bioensaios *in vitro* e as medidas de campo (Peckarsky e Dodson, 1980).

Observouse unha maior **tolerancia aos contaminantes** en poboacións e comunidades expostas á **contaminación** en comparación coas non expostas, ben porque foron seleccionadas cara á dominancia de individuos máis resistentes ou se adaptaron ás novas circunstancias. En consecuencia, o grao de aclimatación ou adaptación de poboacións e comunidades expostas aos efluentes pode influír nos resultados de campo. Baseado nisto, foi proposto o método PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) como unha metodoloxía avanzada de avaliación ecotoxicolóxica da contaminación (Blanck et al., 1988). O método PICT baséase na acción que os tóxicos exercen sobre a presión selectiva cando unha comunidade é exposta a un tóxico ou a unha mestura de tóxicos (vertedura), por encima dunha determinada concentración e durante un período suficiente de tempo. O incremento de tolerancia da comunidade é debido á exclusión de individuos e especies sensibles ao tóxico, entón apuntamos que a comunidade foi “seleccionada” fronte a ese tóxico ou vertedura. A diferenza de tolerancia entre unha comunidade seleccionada e outra non seleccionada pode ser detectada por comparación de resultados de bioensaios realizados a curto prazo coas respectivas comunidades. O enfoque PICT foi aplicado, no medio terrestre e acuático (doce

e mariño), fundamentalmente a comunidades microbianas, fitoplancto, perifiton, epipsammon... para a avaliación do risco de contaminacións difusas ou puntuais e en condicións de campo. Avaliouse o efecto de todo tipo de contaminantes, como metais (Cu, As, Zn) e metalorgánicos (TBT), praguicidas, herbicidas, fungicidas, fármacos, antibióticos, nanopartículas... Os métodos de estima da resposta comunitaria baséanse na análise taxonómica clásica ou no uso de técnicas de bioloxía molecular (v.g. reacción en cadea da polimerasa, PCR) e en probas fisiolóxicas (v.g. incorporación de marcadores químicos e isótopos, como o C14; a indución de fluorescencia *in vivo* de algas, fitoplancto e perifiton). O método PICT ten un relevante valor ecolóxico, xa que integra a variabilidade de toda a comunidade cos fenómenos fisiolóxicos de adaptación dos organismos e das seleccións intra e inter-específicas, o cal non é posible predicir a partir de probas uniespecíficas (Blanck e Dahl, 1996; Gustavson et al., 1999; Bérard et al., 2002; McClellan et al., 2008). Son poucas as ferramentas dispoñibles de bioavaliación do medio natural sometido a contaminación tóxica, polo que a aproximación PICT debe ser considerada e desenvolta para o seu uso tanto na avaliación do risco ecotoxicolóxico como na vixilancia ambiental. É necesario puntualizar que os bioensaios de colonización de substratos artificiais e de descomposición de detritus propostos para implementar no PVA acomópanse en gran medida aos propósitos da metodoloxía PICT.

Unha causa clara de confusión fornécena todos aqueles compostos ou mesturas que xeran relacións de *doses-resposta non monotónicas*. . A famosa afirmación de Paracelso no século XVI: «Nada é veneno, todo é veneno: a diferenza está na dose» non se cumpre sempre. Por exemplo, o feito de que os disruptores endócrinos son compostos que se aproveitan dos mesmos mecanismos moleculares que utilizan as hormonas confírelles propiedades similares a estas e diferentes das dos compostos tóxicos clásicos. É moi importante ter en conta ese comportamento á hora de realizar unha valoración do risco, porque a pendente da curva dose-efecto dalgúns disruptores endócrinos, hormonas esteroideas e mesturas complexas cambia de dirección, é dicir, pode ter forma de U (ou de U invertida): a doses pequenas e grandes, o efecto é alto (ou baixo), mentres





**Figura 7.19.** Exemplos de curvas doses-resposta.

A/ Respostas *lineais*, se hai asociacións positivas ou inversas entre a dose e o efecto, permiten extrapolacións dunha dose a outra. Por tanto, coñecer os efectos dunha dose alta permite predicións precisas dos efectos a doses baixas.

B/ Exemplos de respostas *non lineais* monótonas. Nestes exemplos, a pendente da curva nunca cambia de signo, pero cambia de valor. Por tanto, saber o que ocorre a doses moi altas ou moi baixas non é útil para predicir o efecto das exposicións a doses moderadas. Estes tipos de respostas a miúdo teñen un compoñente lineal dentro deles, e as predicións pódense facer dentro do rango lineal.

C/ Móstranse tres tipos diferentes de *curvas doses-resposta non monótonas* (NMDRC), incluíndo unha curva en U invertida, unha curva en forma de U e unha curva multifásica. Todos estes considéranse NMDRC porque a pendente da curva cambia de signo unha ou máis veces. Destas curvas despréndese claramente que o coñecemento do efecto dunha dose ou de doses múltiples non permite facer suposicións sobre os efectos doutras doses.

Tomado de Vandenberg et al. (2012).

que a doses intermedias o efecto é baixo (ou alto) (figura 7.19) (Vandenberg et al., 2012). Tal comportamento rompe co **concepto de potencia**, definido como o intervalo de dose dentro do cal unha substancia produce efectos crecentes. Igualmente, na avaliación do risco ecotóxico se parte do estudo de doses altas, de tal forma que se estas non exercen efecto, dáse por suposto que unha dose baixa tampouco o producirá, o cal, como vimos, non ocorre sempre. Isto xera controversias á hora de comparar os resultados obtidos nos bioensaiois realizados coas verteduras en laboratorio co estado ecolóxico observado no medio receptor. Entre os contaminantes amplamente distribuídos con capacidade de disrupción endocrina hai compostos organohaloxenados (v.g. dioxinas e furanos, PCB, pentaclorophenol), pesticidas (v.g. DDT, dieldrín, lindano, heptacloro, malathion, mirex, permethrin, clorpirifós), ftalatos (v.g. BBP, DBP, DEHP), metais e metaloides (As, Cd, Cr, Hg, Pb, Se) e outros compostos (v.g. TBT, BHA, bisphenol-a, benzo(a)pireno, e-stireno, triclosan).

Poschenrieder et al. (2013) revisan criticamente o concepto de *hormesis* tomando como referencia a estimulación do crecemento por baixas concentracións de oligoelementos tóxicos e recomenda que en toxicoloxía vexetal se utilice como un termo descritivo para a fase estimulada nas curvas de resposta de crecemento que é inducida por baixas concentra-

cións de ións metálicos tóxicos sen evidencia dos mecanismos subxacentes.

## Factores de confusión

Entre os factores de confusión, cando se queren establecer ligazóns entre os resultados dos bioensaios *in vitro* e os *in situ* ou coas medidas de campo, está a **variabilidade natural espacio-temporal** debida a factores ecolóxicos (físicos, químicos e biolóxicos). A comprensión da variación estacional natural é importante porque afecta o grao de exposición dos organismos ao efluente. Como a estrutura e composición das comunidades (v.g. cambios de abundancia específica debidos a períodos de reprodución, migración, dispoñibilidade alimentaria...) varía estacionalmente a avaliación da resposta da biota aos efluentes estará condicionada á época en que se realice. Preferentemente realizarase na época de maior toxicidade potencial, que vén determinada pola carga establecida e a taxa metabólica dos organismos cultivados. Isto ocorre habitualmente entre xullo e setembro, o período no que a temperatura da auga é relativamente máis elevada aumentando a actividade metabólica dos organismos cultivados, así como a dos nativos receptores de impacto. É dicir, canto maior é a carga contaminante tamén máis vulnerable é a biota exposta ás verteduras. Así mesmo, a ausencia de perturbación durante esta época crítica é unha garantía de non-efecto para o resto do ano.

A **variabilidade espacial** é crítica á hora de avaliar a abundancia e distribución dos organismos. A situación relativa fronte ao nivel mareal, o tipo de substrato, o hidrodinamismo, etc. definen as características de cada hábitat, e isto inflúe no tipo e abundancia de organismos e nos patróns de actividade a diferentes escalas de tempo. Isto complica o establecemento de localidades control ou de referencia. As referencias rexionais non son axeitadas para estudos de detalle e, doutra banda, non sempre é fácil delimitar unha estación de mostraxe similar -equivalente en hábitats- á zona afectada, para poder establecer por comparación o nivel de alteración da integridade ecolóxica. Unha técnica que permite eludir esta variabilidade é realizar a vixilancia a través de comunidades colonizadoras de substratos artificiais.

A **avaliación da calidade e diversidade do hábitat** do medio receptor é importante para a interpretación dos vínculos entre tipos de perturbacións (verteduras tóxicas e non tóxicas) e as poboacións nativas afectadas. Unha maior diversidade de hábitats conleva unha maior diversidade de especies e comunidades. A mesma vertedura provocará efectos relativos moi diferentes se actúa sobre un medio moi diverso fronte a outro pobre en hábitats ou con hábitats previamente alterados. Neste sentido o estudo con transplantes de organismos ou de comunidades colonizadoras de substratos introducidos permite avaliar o impacto da auga vertida independentemente do estado de conservación do hábitat. Estas técnicas son relativamente hábitat independentes e melloran a determinación das verteduras tóxicas en presenza de factores de confusión.

Ademais, os estudos *in situ* poden ser capaces de distinguir entre **efectos históricos e actuais**. Por exemplo, os cambios nos produtores primarios poden afectar indirectamente á fauna ao alterar o hábitat ou o alimento. Se o ecosistema receptor xa estivese sometido a un certo grao de eutrofización os efectos puntuais do foco en estudo poden ser indistinguibles, porque ao estar xa degradado o sistema é difícil atopar unha localidade control próxima e válida, e porque poden reducir o acordo entre os resultados dos bioensaios e os estudos de campo.

## Relevancia ecolóxica dos resultados obtidos nas liñas de evidencia

Como vimos é difícil comparar os resultados obtidos nos estudos de campo cos dos bioensaios *in vitro* e aínda é máis difícil comprender a significación ecolóxica dos resultados obtidos en ambos os casos. O problema pódese resumir na seguinte pregunta: *Que grao de alteración dunha comunidade nativa sería recoñecible como unha alteración relevante?*

Por exemplo, tendo en conta o ruído da mostraxe e a variabilidade espazo-temporal tanto da mostra problema como do control, sería suficiente observar unha alteración significativa do 20% da riqueza específica da comunidade afectada respecto ao control para que poida cualificarse como unha alteración ecolóxica relevante. O mesmo podería dicirse respecto aos resul-

tados obtidos coas comunidades colonizadoras de substratos artificiais ou os bioensaios dos efluentes *in vitro*.

Neste sentido as avaliacións que utilizan múltiples liñas de evidencia (WOE), como a que se propón aquí, son vantaxosas ao facilitar a interpretación das relacións causa-efecto (Chapman, 2000 c; Weed, 2005; Linkov et al., 2009). En xeral, as respostas finais con alta magnitude respecto á variación natural e cunha longa duración ou unha gran extensión espacial afectada, representan cambios ecolóxicos relevantes. Intuitivamente, un efecto sobre múltiples especies débese considerar unha resposta ecoloxicamente máis notable que unha resposta que afecta a unha soa especie, sempre que non sexa unha especie “clave” para o sistema. Tamén é necesario ter en conta que os métodos multimétricos a miúdo arrastran alta redundancia (alta correlación entre certas métricas) o que pode ser enganoso ao amplificar a resposta de maneira asimétrica.

Con fins prácticos, o criterio final para a determinación da relevancia ecolóxica é a *extensión espacial da resposta*. Este criterio, en contraste coa extensión temporal ou duración, é o máis considerado en avaliacións biolóxicas que implican fontes puntuais de contaminación como as granxas acuícolas (Levin, 1989; Diamond et al., 1997). Este criterio debería ser un compoñente básico para a complicada demarcación da zona de efectos permitidos (ZEP).

## Bibliografía

- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, En: JACUMAR. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Aly, W., Williams, I.D., Hudson, M.D. 2012. Metal contamination in water, sediment and biota from a semi-enclosed coastal area. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 3879–3895.
- Alexander, M. 1965. Biodegradation: problems of molecular recalcitrance and microbial fallibility. *Advances in Applied Microbiology* 7: 35-80.
- Anderson, B., Nicely, P., Gilbert, K., Kosaka, R., Hun, J., Phillips, B. 2004. Overview of Freshwater and Marine Toxicity Tests: A Technical Tool for Ecological Risk Assessment. Ed. California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section Ecotoxicology Unit. Sacramento.
- Angerville, R. 2009. Ecotoxicological Risks Evaluation of Urban Wet-Weather Flows (UWWF) Spills in Streams: Application to a French City and a Haitian City. National Institute of Applied Sciences of Lyon, pp. 485.
- Bailes, R., Gröcke, D.R. 2020. Isotopically-labelled macroalgae: a new method for determining sources of excess nitrogen pollution. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 34: e8951.
- Blaise, F., Féraud, J.F. 2004. Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. I y II. Springer. Netherlands, pp. 906.

- Barbour, M.T., Diamond, J.M., Yoder, C.O. 1996. Biological assessment strategies: Applications and limitations. Ed: Grothe D.R., Dickson K.L., Reed-Judkins D.K. En: Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Florida, pp. 245–270.
- Belan, T.A. 2004. Marine environmental quality assessment using *polychaete* taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Marine Environmental Research* 57(1-2): 89-101.
- Bérard, A., Dorigo, U., Humbert, J.F., Leboulanger, C., Seguin, F. 2002. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée aux communautés algales: intérêt comme outil de diagnose et d'évaluation du risque écotoxicologique en milieu aquatique. *Annuals in Limnology* 38(3): 247-261.
- Blanck, H., Wangberg, S.A., Molander, S. 1988. Pollution-Induced Community Tolerance- A new ecotoxicological tool. En: Cairns, J.J. & J.R. Pratt (ed). *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*. American Society for Testing and Materials 988: 219-230.
- Blanck, H., Dahl, B. 1996. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in marine periphyton in a gradient of tri-n-butyltin (TBT). *Aquatic Toxicology* 35(1): 59–77.
- Boecklen, W.J., Yarnes, C.T., Cook, B.A., James, A.C. 2011. On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42: 411–440.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., Reynoldson, T.B., Rosa, F. 2001. Identifying cause in sediment assessments: bioavailability and the sediment quality triad. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 950-960.
- Boulton, A.J., Boon, P.I. 1991. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 1–43.
- Boulton, A.J., Quinn, J.M. 2000. A simple and versatile technique for assessing cellulose decomposition potential in floodplain and riverine sediments. *Archives for Hydrobiology* 150(1): 133-151.
- Brack, W. 2003. Effect-directed analysis: A promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 377: 397–407.
- Bradley, T.J. 2008. *Saline-water Insects: Ecology, Physiology and Evolution*. En: *Aquatic insects: challenges to populations*, Lancaster, J & Briers, RA (eds). CAB International Oxfordshire, UK, pp. 20-35.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Caeiro, S. 2004. Environmental data management in the sado estuary: weight of evidence to assess sediment quality. University Nova Lisbon Monte da Caparica, pp. 414.
- Calow, P. 1996. Ecology in ecotoxicology: Some possible “rules of thumb”. Ed: Baird, D.J., Maltby, L., Greig-Smith, P.W., Douben, P.E.T. En: *Ecotoxicology: Ecological Dimensions*. Chapman and Hall, London, pp. 5-12.
- Cairns, J.J., Heath, A., Parker, B.C. 1975. The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiologia* 47: 135-171.

- Camargo, J.A., Alonso, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32(6): 831–849.
- Cañete, J.I., Leighton, G.L., Soto, E.H. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 35: 185-194.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Consideraciones para un plan integral de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra, En: Rey-Méndez, M., Izquierdo-Rodríguez, J.F.C. y Guerra-Díaz, A. (ed). XII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010a. Vigilancia de la ecotoxicidad de los efluentes de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J, Guerra, A (ed). XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: biomarcadores moleculares en mejillón nativo. En: Rey-Méndez M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. (ed). Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. USC, O Grove, pp. 219–228.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking  $\delta^{15}\text{N}$  and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2633–2641.
- Carballeira, A., Texeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.
- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Texeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez M., Fernández-Casal J., Guerra, A. (ed). XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012f. Designing an integrated environmental monitoring plan for land-based marine fish farms located at exposed and hard bottom coastal areas. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 1305–1316.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b.  $\Delta^{15}\text{N}$  values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. *Journal of Applied Phycology* 25(1): 97–107.

- Carballeira, A., Carballeira, C. 2014. Guía para la realización de Planes de Vigilancia Ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. XVII Foro dos recursos mariños e da acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in  $^{15}\text{N}$  values in *Fucus vesiculosus* L. *Marine Pollution Bulletin* 85(1):141-145.
- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 12739–12748.
- Cardillo, M. 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6: 63-69.
- Castillo, G. 2004. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de la calidad de las aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Ed: IMTA. México, pp. 189.
- CEE. 1986. Directiva del Consejo de 24 de noviembre de 1986 relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas de los Estados miembros respecto a la protección de los animales utilizados para experimentación y otros fines científicos (86/609/CEE).
- Chapman, M.G. 1995. Aggregation of the littorinid snail *Littorina unifasciata* in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 126: 191–202.
- Chapman, M.G. 2000a. Poor design of behavioural experiments gets poor results: examples from intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 77–95.
- Chapman, P.M. 2000b. Whole effluent toxicity testing usefulness, level of protection and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(1): 3-13.
- Chapman, P.M. 2000c. The sediment quality triad: then, now and tomorrow. *International Journal on Environment and Pollution* 13: 351–356.
- Chapman, P.M. 2007. Determining when contamination is pollution - Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International* 33: 492-501.
- Chapman, P.M., Caldwell, R.S., Capman, P.F. 1996. Letter to the editor: A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 77-79.
- Claret, C., Boulton, A., Dole-Olivier, M., Marmonier, P. 2001. Functional processes versus state variables: interstitial organic matter pathways in floodplain habitats. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 58(8): 1594-1602.
- Chaudhuri, A., Mitra, M., Havrilla, C., Waguespack, Y., Schwarz, J. 2007. Heavy metal biomonitoring by seaweeds on the Delmarva Peninsula, east coast of the USA. *Botanica Marina* 50: 151–158.
- Conover, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics*. John Wiley Sons (Ed). New York, pp. 584.
- Conti, M.E., Cecchetti, G. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Resources* 93: 99–112.
- Costan, G., Bermingham, N., Blaise, C. Ferard, J.F. 1993. Potential ecotoxic effects probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environmental Toxicology and Water Quality* 8 (2): 115-140.

- CCME. 1991. A protocol for the derivation of Water quality guidelines for the protection of aquatic life. En: Canadian water quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, pp. 37.
- Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north east Australia. *Marine Pollution Bulletin* 48: 514-525.
- Daget, P., Godron, M. 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des especes dans les communautés. Masson, París, pp. 163.
- Daly, A.J., Baetens, J.M., De Baets, B. 2018. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6(7): 119.
- Dean, H.K. 2008. The use of polychaetes (*Annelida*) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical* 56: 11-38.
- Del Valls, T.A., Chapman, P. 1998. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cadiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas* 24: 313-336.
- Del Valls, T.A. 2007. Diseño y aplicación de modelos integrados de evaluación de la contaminación y sus efectos sobre los sistemas marinos y litorales y la salud humana. Ministerio de la Presidencia. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones, Madrid, pp. 94.
- Deutsch, B., Voss, M. 2006. Anthropogenic nitrogen input traced by means of  $\delta^{15}\text{N}$  values in macroalgae: Results from *in situ* incubation experiments. *Science of The Total Environment* 366: 799-808.
- Ditchburn, J.L., Carballeira, C.B. 2019. Versatility of the Humble Seaweed in Biomanufacturing. *Procedia Manufacturing* 32:87-94.
- Diamond, J.M., Gerardi, C., Leppo, C., Miorelli, T. 1997. Using a water-effect ratio approach to establish effects of an effluent influenced stream on copper toxicity to the fathead minnow. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 1480-1487.
- Dolenec, T., Lojen, S., Kniewald, G., Dolenec, M., Rogan, N. 2007. Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus* and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture* 262: 237-249.
- Dutka, B.J., Jones, K., Kwan, K.K., Bailey, H., McInnis, R. 1988. Use of microbial and toxicant screening tests for priority site selection of degraded areas in water bodies. *Water Research* 22(4): 503-510.
- ECETOC. 2004. Whole Effluent Assessment- Technical Report No. 94, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels, pp. 129.
- Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16(12): 459.
- Farre, M., Barceló, D. 2003. Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 22(5): 299-310.
- Ferreira, V., Elozegi, A., Tiegs, S.D., Schiller, D., Young, R. 2020. Organic Matter Decomposition and Ecosystem Metabolism as Tools to Assess the Functional Integrity of Streams and Rivers—A Systematic Review. *Water* 12: 3523.
- Figueras, A. 2007. Biología y cultivo del mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) en Galicia. Ed: CSIC. Madrid, 282 pp.

- Finlay, J.C., Kendall, C. 2007. Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. En: R. Michener & K. Lajtha (eds). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell, Singapore, pp. 283–333.
- Franzitta, G., Hanley, M., Airoidi, L., Baggini, C., Bilton, D., Rundle, S., Thompson, R. 2015. Home advantage? Decomposition across the freshwater-estuarine transition zone varies with litter origin and local salinity. *Marine Environmental Research* 110: 1-7.
- Fresenius, W., Schneider, W., Böhnke, B., Pöppinghaus, K. 1990. *Technologie des eaux résiduaires – Production, collecte, traitement et analyse des eaux résiduaires*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 1184.
- Garmendia, J.M.P., Murillo, J.M., Mora, J. 2005. Profundización mínima necesaria para la evaluación de impactos de cultivos marinos sobre la fauna bentónica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 21: 19-28.
- Garmendia, J.M., Mora, J. 2007. Los diversos grupos faunísticos, ¿son representativos de la comunidad macrobentónica en arenas submareales? *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 23: 45-55.
- Gartiser, S., Hafner, C., Oeking, S., Paschke, A. 2009. Results of a “whole effluent assessment” study from different industrial sectors in Germany according to OSPAR’s WEA strategy. *Journal of Environmental Monitoring* 11(2): 359–369.
- Gartiser, S., Hafner, C., Hercher, C., Kronenberger-Schäfer, K., Paschke, A. 2010. Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of BAT compliance. Part 2: metal surface treatment industry. *Environmental Science and Pollution Research* 17: 1149–1157.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R. 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. *Science of the Total Environment* 407 (1): 263-272.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12: 498–510.
- Gosset, A., Ferro, Y., Durrieu, C. 2016. Methods for evaluating the pollution impact of urban wet weather discharges on biocenosis: A review. *Water Research* 89: 330-354.
- Gray, J.S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 19-32.
- Gröcke, D.R., Racionero-Gómez, B., Marschalek, J.W., Greenwell, H.C. 2017. Translocation of isotopically distinct macroalgae: A route to low-cost biomonitoring? *Chemosphere* 184: 1175-1185.
- Gustavson, K., Petersen, S., Pedersen, B., Stuer-Lauridsen, F., Pedersen, S., Wängberg, S.A. 1999. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in coastal phytoplankton communities’ exposure to copper. *Hydrobiologia* 416(0): 125–138.
- Hargreaves, J.A., Tucker, C.S. 2003. Defining loading limits of static ponds catfish aquaculture. *Aquacultural Engineering* 28: 47-63.
- Harkantra, S., Rodrigues, N., 2004. Numerical analyses of soft bottom macroinvertebrates to diagnose the pollution in tropical coastal waters. *Environmental Monitoring and Assessment* 93: 251-275.
- Harremoes, P. 2000. Advanced water treatment as a tool in water scarcity management. *Water Science and Technology* 42: 73–92.
- Hylland, K. 2001. Biological effects of contaminants in pelagic ecosystems- a practical workshop. 2000 Annual Science Conference. ICES, Bruges, pp. 6.
- Hiraoka, M., Enomoto, S. 1998. The induction of reproductive cell formation of *Ulva pertusa* Kjellman (*Ulvales*, *Ulvophyceae*). *Phycological Research* 46: 199-203.



- Holmer, M., Marbá, N., Terrados, J., Duarte, C.M., Fortes, M.D. 2002. Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 44: 685-696.
- Holmer, M., Wildish, D., Hargrave, B. 2005. Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture and Effects on Sediment Biogeochemical Processes, Ed: Hargrave, B. En: *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin, Heidelberg, pp. 181-206.
- Howarth, L.M., Filgueira, R., Haas, S., Berry, H.B., McKee, A., Steeves, L., Grant, J. 2020. The effects of incubation time, temperature and nitrogen concentration on the isotopic signature ( $\delta^{15}\text{N}$ ) of the macroalga *Chondrus crispus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 530–531: 151431.
- ICES. 2002. Report of the working group on biological effects of contaminants. Vol. II. International Council for the Exploration of the Sea, Gothenburg, pp. 65.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L., Parrella, A. 2005. Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of the Total Environment* 346: 87-98.
- Johnson, I., Hutchings, M., Benstead, R., Whitehouse, P., Thain, J. 2004. Bioassay Selection, Experimental Design and Quality Control /Assurance for use in Effluent Assessment and Control. *Ecotoxicology* 13: 437–447.
- Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J., Dennison, W.C. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 91-109.
- Kaczala, F., Salomon, P.S., Marques, M., Graneli, E., Hogland, W. 2011. Effects from log-yard stormwater runoff on the microalgae *Scenedesmus subspicatus*: intrastorm magnitude and variability. *Journal of Hazardous Materials* 185(2-3): 732-739.
- Krebs, F. 2005. The PT-method as a hazard assessment scheme for wastewaters. Ed: Blaise y J.F. Féraud. En: *Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. I-II*. Springer, Netherlands, pp. 281-304.
- Kusui, T., Blaise, C. 1999. Ecotoxicological assessment of Japanese industrial effluents using a battery of small-scale toxicity tests. Impact assessment of hazardous aquatic contaminants. Arbor Press, Michigan, pp. 161-181.
- Latiberte, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Teraschke, S., Arlt, G. 2005. Changes in benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the eastern Mediterranean. *Vie et Milieu* 55: 61-69.
- Lee, H.W., Bailey-Brock, J.H., McGurr, M.M. 2006. Temporal changes in the polychaetes infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Marine Ecology Progress Series* 307: 175-185.
- Latif, M., Licek, E. 2004. Toxicity Assessment of Wastewaters, River Waters, and Sediments in Austria Using Cost Effective Microbiotests. *Environmental Toxicology* 19(4): 302-309.
- Levin, S.A. 1989. Models in ecotoxicology: Methodological aspects. Ed: Levin S.A., Harwell M.A., Kelly J.R., Kimball K.D. En: *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. Springer-Verlag, New York, pp. 213–220.
- Li, H., Zuo, X.J. 2013. Speciation and size distribution of copper and zinc in urban road runoff. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90 (4): 471-476.
- Libralato, G., Annamaria, V.G., Avezzu, F. 2010. How toxic is toxic? A proposal for wastewater toxicity hazard assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1602–1611.

- Lin, D.T., Fong, P. 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N,  $\delta^{15}\text{N}$ ) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin* 56: 245-249.
- Linkov, I., Loney, D., Cormier, S., Satterstrom, F.K., Bridges, T. 2009. Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: review of qualitative and quantitative approaches. *Science of the Total Environment* 407(19): 5199-205.
- Lojen, S., Spanier, E., Tsemel, A., Katz, T., Eden, N., Angel, D.L. 2005.  $\delta^{15}\text{N}$  as a natural tracer of particulate nitrogen effluents released from marine aquaculture. *Marine Biology* 148: 87-96.
- Lopes, M.L., Martins, P., Ricardo, F., Rodrigues, A. M., Quintino, V. 2011. *In situ* experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(4): 573-580.
- Lopez, J., Retuerto, R., Carballeira, A. 1997. D665/D665a index vs. frequencies as indicators of bryophyterresponse to physicochemical gradients. *Ecology* 78: 261-271.
- Losso, C., Picone, M., Arizzi Novelli, A., Delaney, E., Ghatti, P.F., Volpi-Ghirardini, A. 2007. Developing toxicity scores for embryotoxicity tests on elutriates with the sea urchin *Paracentrotus lividus*, the oyster *Crassostrea gigas*, and the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 220–226.
- MacArthur, R., Levins, R. 1967. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101: 377-385.
- Martin-Diaz, M.L., Morales-Caselles, M.C., Jiménez-Tenorio, N., Riba, I., Del Valls, T.A. 2005. Biomarkers and Bioaccumulation: two lines of evidence to assess sediment quality. Ed: Jay, H. L., Keeley, J. En: *Water Encyclopedia: Water Quality and Resource Development*. John Wiley & Sons, New Jersey, pp. 717.
- Martínez-García, E., Sánchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., Ávila, P., Guerrero, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-González, V., González, N., Gairin, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Carreras, J., Macías, J.C., Carballeira, A., Collado, C. 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom *polychaeta* assemblages in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin* 69: 165-171.
- Martins, P., Lopes, M.L., Rodrigues, A.M., Gomes, N.C., Quintino, V. 2012. Bacterial communities associated with the decomposition of *Fucus vesiculosus* in transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 110, 116-124.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- McClellan, K., Altenburger, R., Schmitt-Jansen, M. 2008. Pollution-Induced Community Tolerance as a Measure of Species Interaction in Toxicity Assessment. *Journal of Applied Ecology* 45(5): 1514-1522.
- Méndez, N., Flos, J., Romero, J. 1998. Littoral soft-bottom polychaete communities in a pollution gradient in front of Barcelona (Western Mediterranean, Spain). *Bulletin of Marine Science* 63: 167-178.
- Mendonça, E., Picado, A., Paixão, S.M., Silva, L., Cunha, M.A., Leitão, S., Moura, I., Cortez, C., Brito, F. 2009. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: case study in Portugal. *Journal of Hazardous Materials* 163(2-3): 665-70.
- Mendonça, E., Picado, A., Cunha, M.A. Catarino, J. 2011. Environmental management of wastewater treatment plants — the added value of the ecotoxicological approach. Ed: E. Broniewicz, En: *Environmental Management in Practice*, InTech, Rijeka, Croatia, pp. 411–424.

- Mendonça, E., Picado, A., Paixão, S.M., Silva, L., Barbosa, M., Cunha, M.A. 2013. Ecotoxicological evaluation of wastewater in a municipal WWTP in Lisbon area (Portugal). *Desalination and Water Treatment* 51: 4162–4170.
- Menge, B.A., Sutherland, J.P. 1987. Community regulation - variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist* 130: 730-75.
- Menge, B.A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 257–289.
- Mews, M., Zimmer, M., Jelinski, D.E. 2006. Species-specific decomposition rates of beach-cast wrack in Barkley Sound, British Columbia, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 328: 155-160.
- Morales-Caselles, C., Riba, I., Del Valls, T.A. 2009. A weight of evidence approach for quality assessment of sediments impacted by an oil spill: The role of a set of biomarkers as a line of evidence. *Marine Environmental Research* 67: 31-37.
- Nier, A.O. 1950. A redetermination of the relative abundances of the isotopes of neon, krypton, rubidium, xenon, and mercury. *Physical Review* 79: 450-454.
- OECD. 1992. Organization for Economic Cooperation and Development. Report OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. *Environmental Monographs*. N° 59 OCDE/GD (92)169, pp. 43.
- Odum, E.P. 1985. Trends in stressed ecosystem. *Bioscience* 35: 419-422.
- OSPAR. 2007. Practical Guidance Document on Whole Effluent Assessment. Ospar Commission, Publication Number 316/2007, pp. 33
- Pagliosa, P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Marine Ecology* 26: 246-254.
- Pandard, P., Devillers, J., Charissou, A.M., Poulsen, V., Jourdain, M.J., Féraud, J.F., Grand, C., Bispo, A. 2006. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. *Science of the Total Environment* 363: 114-125.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16: 229-311.
- Peckarsky, B.L., Dodson, S.I. 1980. An experimental analysis of biological factors contributing to stream community structure. *Ecology* 61: 1283–1290.
- Point, T.W., Waller, W.T. 2000. Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(1): 14–24.
- Peipoch, M., Martí, E., Gacia, E. 2012. Variability in  $\delta^{15}\text{N}$  natural abundance of dissolved inorganic nitrogen and primary uptake compartments in fluvial ecosystems: a meta-analysis. *Freshwater Science* 31: 1003–1015.
- Persoone, G., Janssen, C., De Coen, W. 2000. New microbiotests for routine toxicity screening and biomonitoring. Kluwer Academic/Plenum Publishers. Springer US, New York, pp. 550.
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., Kolar, B. 2003. A Practical and User-Friendly Toxicity Classification System with Microbiotests for Natural Waters and Wastewaters. *Environmental Toxicology* 18(6): 395-402.

- Peters, C., Becker, S., Noack, U., Pfitzner, S., Bülow, W., Barz, K., Ahlf, W., Berghahn, R. 2002. A marine bioassay test set to assess marine water and sediment quality-its need, the approach and first results. *Ecotoxicology* 11: 379-383.
- Phillips, B., Hunt, J.W., Anderson, B.S., Puckett, H.M., Fairey, R., Wilson, C.J., Tjeerdema, R. 2001. Statistical significance of sediment toxicity test results: threshold values derived by the detectable significance approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 371–373.
- Poschenrieder, C., Cabot, C., Martos, S., Gallego, B., Barceló, J. 2013. ¿Do toxic ions induce hormesis in plants? *Plant Science* 212: 15-25.
- Postma, J.F., De Valk, S., Dubbeldam, M., Maas, J.L., Tonkes M., Schipper, C.A., Kater, B.J. 2002. Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53 (2): 226-237.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. Ed: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. En: XIII Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Rainbow, P.S. 2006. Biomonitoring of trace metals in estuarine and marine environments. *Australas. Journal of Ecotoxicology* 12: 107–122.
- Richard, F. 1945. The biological decomposition of cellulose and protein test cords in soils under forest and grass associations. I. The method of determining biological soil activity by the so-called “tearing” test. *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes* 24: 297–397.
- Robinson, D. 2001.  $\delta^{15}\text{N}$  as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 153-162.
- Rosenfeld, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98: 156-162.
- Salas, F. 1996. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Universidad de Murcia, Murcia, pp. 191.
- Sapkota, A.R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S., Walker, P., Lawrence, R. 2008. Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities. *Environment International* 34: 1215-1226.
- Samper-Villarreal, J. 2020. Strengths and challenges of  $\delta^{15}\text{N}$  to identify anthropogenic nutrient loading in coastal systems. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 56(5-6): 700-712.
- Sarà, G., Scilipoti, D., Mazzola, A., Modica, A. 2004. Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ). *Aquaculture* 234: 199-213.
- Sarakinos, H.C., Bermingham, N., White, P.A., Rasmussen, J.B. 2000. Correspondence between whole effluent toxicity and the presence of priority substances in complex industrial effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 63–71.
- Savage, C., Elmgren, R. 2004. Macroalgal (*Fucus vesiculosus*)  $\delta^{15}\text{N}$  values trace decrease in sewage influence. *Ecological Applications* 14: 517-526.
- Schaanning, M.T., Hansen, P.K. 2005. The suitability of electrode measurements for assessment of benthic organic impact and their use in a management system for marine fish farms. Ed: Hargrave, B. En: *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin, Heidelberg, pp. 381-408.

- Scroggins, R., Borgmann, A., Miller, J., Moody, M. 2005. Strategies for monitoring environmental effects of industrial effluents. Ed: Blaise, F. y Férard, J.F. En: Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. II. Springer, Netherlands, pp. 139-167.
- Sefrioui, S.B., Chergui, H. 2002. Application of kits microbiotests (Toxkits) in toxicity characterization of wastewaters of the city of Fes (Morocco). Journal Europeen d'Hydrologie 33: 101-114.
- Selck, H., Riemann, B., Christoffersen, K., Forbes, V.E., Gustavson, K., Hansen, B.W., Jacobsen, J.A., Kusk, O.K., Petersen, S. 2002. Comparing sensitivity of ecotoxicological effect endpoints between laboratory and field. Ecotoxicology and Environmental Safety 52: 97-112.
- Sergeant, M.J., Constantinidou, C., Cogan, T.A., Bedford, M.R., Penn, C.W., Pallen, M.J. 2014. Extensive microbial and functional diversity within the chicken cecal microbiome. PLoS One 9(3): e91941.
- Siedlewicz, G., Zak, A., Sharm, L., Kosakowska, A., Pazdro, K. 2020. Effects of oxytetracycline on growth and chlorophyll a fluorescence in green algae (*Chlorella vulgaris*), diatom (*Phaeodactylum tricorutum*) and cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*). Oceanologia 62(2): 214—225.
- Simberloff, D. 2004. Community ecology: Is it time to move on? American Naturalist 163: 787-799.
- Southwood, T.R.E. 1977. Habitat, templet for ecological strategies -Presidential-address to British-Ecological-Society. Journal of Animal Ecology 46: 337-365.
- Stanton, M.L., Roy, B.A., Thiede, D.A. 2000. Evolution in stressful environments. I. Phenotypic variability, phenotypic selection, and response to selection in five distinct environmental stresses. Evolution 54: 93-111.
- Stubbs, W.J., Wilson, J.B. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. Journal of Ecology 92: 557-567.
- Sutherland, T.F., Levings, C.D., Petersen, S.A., Poon, P., Piercey, B. 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. Marine Pollution Bulletin 54: 1249-1261.
- Tank, J., Rosi-Marshall, E., Griffiths, N., Entekin, S., Stephen, M. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. Journal Of The North American Benthological Society 29(1): 118-146.
- Tello, A., Corner, R.A., Telfer, T.C. 2010. How do land-based salmonid farms affect stream ecology? Environmental Pollution 158: 1147-1158.
- Tiegs, S., Langhans, S., Tockner, K., Gessner, M. 2007. Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. Journal Of The North American Benthological Society 26(1): 70-77.
- Tiegs, S.D., Clapcott, J.E., Griffiths, N.A., Boulton, A.J. 2013. A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. Ecological indicators 32: 131-139.
- Tomassetti, P., Porrello, S. 2005. Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. Aquaculture International 13: 109-128.
- Tonkes, M., De Graaf, P.J.F., Graansma, J. 1999. Assessment of complex industrial effluents in the Netherlands using a whole effluent toxicity (or wet) approach. Water Science and Technology 39(10-11): 55-61.
- Tosin, M., Weber, M., Siotto, M., Lott, C., Degli-Innocenti, F. 2012. Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions. Frontiers in microbiology 3:225.

- Tueros, I., Rodríguez J.G., Borja, A., Solaun, O., Valencia, V., Millán, E. 2008. Dissolved metal background levels in marine waters, for the assessment of the physico-chemical status, within the European Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 407: 40-52.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M. 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* 52(7): 1189-1197.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance*, 8 ed. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, pp. 524.
- Underwood, A.J. 2000. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 51–76.
- USEPA. 1998. *Endocrine Disruptor Screening and Testing Advisory Committee (EDSTAC) Final Report*. US Environmental Protection Agency. Washington, DC., pp. 452.
- USEPA. 2014. *Endocrine Disruptor Screening Program*. US Environmental Protection Agency. Available from: <http://www.epa.gov/endo/>
- Vandenberg, L.N., Colborn, T., Hayes, T.B., Heindel, J., Jacobs, D., Lee, DG., Shioda, T., Soto, A.M., Vom-Saal, F., Welshons, W., Zoeller, R.T., Myers, J.P. 2012. Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocrine Reviews* 33(3): 378-455.
- Vasquez, M.I., Fatta-Kassinos, D. 2013. Is the evaluation of “traditional” physicochemical parameters sufficient to explain the potential toxicity of the treated wastewater at sewage treatment plants? *Environmental Science and Pollution Research* 20: 3516–3528.
- Viana, I.G., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Real, C., Villares, R., Carballeira, A. 2010c. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. *Water Research* 44: 1713-1724.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2011. Measurement of  $\delta^{15}\text{N}$  in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. *Ecological Indicators* 11: 888-895.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. *Environmental Pollution* 119: 79–90.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Vindimian, E., 2005. A multitest index of effluent toxicity by pls regression. IEd: Blaise y J.F. Féraud. En: *Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. 2*, Springer. Netherlands, pp. 139-167.
- Wagner, C., Lokke, H. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Research* 25: 1237-1242.
- Wallace, J.B., Grubaugh, J.W., Whiles, M.R. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140–151.
- Wang, S.F., Jia, Y.F., Wang, S.Y., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., Liu, B.Z. 2010. Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *Journal of Environmental Science* 22: 23–31.

- Warwick, R.M. 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.
- Warwick, R.M. 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19: 259-268.
- Weed, D.L. 2005. Weight of evidence: a review of concept and methods. *Risk Analysis* 25(6): 1545-57.
- Wildish, D.J., Dowd, M., Sutherland, T.F., Levings, C.D. 2004. Near Field Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture. Ed: Canada, F.A.O. En: *A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems*. Canadian Technology Reports in Fisheries and Aquatic Science, pp. 17.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., MacLeod, C., Crawford, C. 2003. Detection of organic enrichment near finfish net-pens by sediment profile imaging at SCUBA-accessible depths. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285–286: 403-413.
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J.M., Valido, A. 2005. Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 402-409.
- Xu, D., Xiao, Y., Pan, H., Me, Y. 2019. Toxic effects of tetracycline and its degradation products on freshwater green algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 174: 43-47.
- Young, R., Matthaei, C., Townsend, C. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal Of The North American Benthological Society* 27(3): 605-625.
- Zhao, Y., Wang, X., Lin, X., Zhao, S., Lin, J. 2016. Comparative developmental toxicity of eight typical organic pollutants to red sea bream (*Pagrosomus major*) embryos and larvae. *Environmental Science and Pollution Research* 24(10): 9067-9078.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G. 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: what about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research* 45(2): 913-925.





## VIII. Selección das variables indicadoras de impacto ambiental

Organismos sésiles empregados como biomonitores. Foto: C. Carballeira



“ A vixilancia visual pretende constatar se se leva a cabo unha adecuada xestión da granxa en canto ao proceso de alimentación, da xestión de residuos e do mantemento das instalacións.

A vixilancia sistemática procura previr a alteración das poboacións e comunidades que habitan o ecosistema receptor controlando a calidade das verteduras e estudando as respostas biolóxicas dos organismos afectados. ”

## Cráterios xerais para a selección das variables indicadoras

No Capítulo anterior expúxose a aproximación conceptual subxacente ao PVA integral deseñado e fíxose unha ampla descrición de métodos e técnicas susceptibles de ser aplicadas indicando as súas vantaxes e inconvenientes. Pero como un PVA rutineiro ha de ser operativo é necesario seleccionar unhas poucas variables indicadoras que en conxunto nos permitan identificar os problemas asociados a cada actividade. As variables indicadoras deben permitírnos a detección de cambios específicos para cada tipo de impacto potencial debidos á influencia do cultivo en exclusiva. Para iso teñen que estar unidas a un deseño experimental apropiado, xa que determinados deseños poden presentar evidencias máis convincentes ca outros.

Dependendo do proceso ou do compartimento estudado e da magnitude, pode ser necesario utilizar máis dunha variable indicadora para cada impacto previsto. A selección das variables indicadoras do impacto ambiental é fundamental, e para poder inferir relacións de causalidade deberíanse cumprir unha serie de criterios (Hill, 1965), tales como:

- *Intensidade e Especificidade da asociación* entre a variable e o tipo de impacto. Este criterio inclúe a consideración da precisión estatística. Existe unha relación inherente entre a especificidade e a intensidade da asociación, no sentido que canto máis precisa estea definida a asociación máis forte debería ser a relación causal observada. Pero o feito de que un axente contribúe a múltiples impactos non é evidencia en contra da súa participación en ningún impacto en particular.
- *Consistencia, Plausibilidade e Coherencia da resposta*. A resposta da variable debe estar pouco suxeita a cambios bruscos na súa variabilidade, que exista un mecanismo (físico, químico ou biolóxico) capaz de explicala de forma convincente e que sexa coherente cos nosos coñecementos xerais.
- *Gradiente e Temporalidade da resposta*. A resposta permitirá discriminar claramente entre zonas con distintos niveis de impacto en función



Cuncha deforme de mexillón (*Mytilus galloprovincialis*) recollida na zona de vertedura dunha piscifactoría mariña instalada en terra. A prevalencia de deformidades dunha poboación pode non ser monotónica, porque a partir dun determinado nivel de contaminación, a supervivencia non é viable, diminuíndo a probabilidade de observar individuos deformes.

dos niveis da variable e que a variación dos seus niveis se axuste ao tempo de exposición á fonte de impacto. Enténdese por *gradiente biolóxico* o cambio incremental na resposta cos cambios correspondentes na exposición. Os gradientes biolóxicos facilitan en gran medida a verificación dunha relación dose-resposta en condicións naturais consistente co modelo conceptual hipotético.

- *Soporte experimental e Analoxía entre escenarios*. A demostración de que en condicións controladas (v.g. bioensaios de toxicidade) os cambios na exposición producen cambios no dano é de gran valor, incluso indispensable, para inferir causalidade. Tamén se poden acep-

tar argumentos que se asemellen a outros que a aceptamos noutros escenarios.

Salvo a temporalidade (*non hai efecto sen exposición*), ningún criterio é absoluto, dado que as asociacións causais poden ser débiles, relativamente non específicas, inconsistentemente observadas ou en conflito cos coñecementos biolóxicos prevalentes. Pero cada criterio que se cumpre apoia a nosa seguridade para caracterizar un factor como causal. Varios criterios (*Coherencia, Gradiente biolóxico, Especificidade*, e tal vez, *Intensidade*) pódense reformular en termos dun tema máis xeral de *Consistencia* dos datos observados cun modelo biolóxico hipotético. Un gradiente biolóxico pode non ser monotónico (ver Capítulo VII, *Causas de confusión*), v.g. altas doses dun axente tumoral poden levar á morte celular e, por tanto, menores probabilidades de observar desenvolvemento de tumores. O mesmo ocorre coa prevalencia de deformidades dunha poboación, porque a partir dun determinado nivel de contaminación/deformidade, a supervivencia non é viable, diminuindo a probabilidade de observar individuos deformes.

Ademais de cumprir cos criterios de causalidade e subministrar respostas relevantes, dispoñerese dun método analítico contrastado e ao alcance de calquera usuario para a determinación das variables indicadoras seleccionadas. O conxunto das variables empregadas debería de ser capaz de subministrar unha imaxe integrada do estado ecolóxico do sistema receptor. Ao mesmo tempo, os resultados poderanse expoñer de maneira comprensible, para poder interpretar con facilidade os valores das respostas e saber en que medida se axustan os criterios de calidade establecidos.

O número de variables que se deben considerar ou a frecuencia coa que se medirán, residirá en:

- A interacción entre o tamaño da granxa e as características do sistema receptor. Mentres a primeira determina a magnitude das perturbacións ambientais potenciais (*carga emitida*), a segunda determina a capacidade de amortiguación do impacto (*capacidade asimilativa*).

- O período de tempo en explotación. O coñecemento sobre o grao de afección determina a necesidade de obter máis ou menos información ao respecto. Así, durante o período inicial, que vai dende o comezo da actividade produtiva ata que se alcanza a produción máxima autorizada, a produción de refugallos tamén aumenta ata que se estabiliza. Durante este período inicial é preciso estreitar a vixilancia, sobre todo onde se prognostique que se van a producir as perturbacións máis severas. Por iso, para aquelas instalacións que comezan a súa actividade, ás variables de vixilancia ambiental establecidas como norma xeral poderanse engadir outras variables complementarias durante o tempo estimado necesario para que se alcance a produción máxima autorizada. Igualmente, podería ser preciso realizar un maior esforzo de mostraxe espazo-temporal para deslindar adecuadamente as distintas zonas (ZEP, ZIP) e hábitats suxeitos a perturbacións potenciais. Unha vez estabilizada a relación carga/capacidade asimilativa, pódese redeseñar o PVA escollendo aquelas variables e a súa toma de mostras (tipo de mostraxe, número de mostras e períodos de mostraxe) que mellor información subministran para cada caso particular.

Por outra parte, a presenza ou ausencia de determinadas perturbacións non desexadas solo se poden constatar mediante unha inspección visual do contorno no que se desenvolven os cultivos. Esta inspección visual é tamén un sistema de control da xestión das instalacións. Polo tanto, dentro do esquema do PVA integrado proposto, expóñense dous tipos de vixilancia, unha **vixilancia visual**, baseada en observacións cualificadas de maneira semicuantitativa e outra que chamaremos **vixilancia metódica**, que inclúe unha serie de variables cuantitativas que se deben medir de maneira sistemática.

A selección das variables indicadoras para os distintos compartimentos do medio, realizouse tendo en conta os resultados do estudo piloto realizado no contexto do proxecto JACUMAR (Aguado et al. 2013) e outras investigacións desenvoltas en Galicia. A continuación, enuméranse as variables propostas para o seguimento ambiental nos diferentes compartimentos do

medio susceptibles de recibir impactos derivados dos cultivos mariños instalados na zona terrestre litoral.

## Variables da vixilancia visual

A vixilancia visual pretende constatar se se leva a cabo unha xestión adecuada da granxa no referente ao proceso de alimentación, da xestión de refugallos e do mantemento das instalacións, concretamente trátase de vixiar que non se produzan as perturbacións non desexadas relacionadas no Capítulo VI. Realizaranse inspeccións visuais da superficie da auga, dos fondos submareais e da zona intermareal dentro da zona de impacto potencial (ZIP). Esta inspección realizarase cunha frecuencia mínima semestral. O proceso de inspección consiste en realizar rexistros foto ou videográficos. A inspección da zona intermareal realizarase de forma continuada durante a baixamar. Na zona submareal, o rexistro realizarase ao longo de transectos transversais ao eixe principal da pluma da vertedura duns 100 m de lonxitude por 10 m de ancho. Realizaranse polo menos 5 transectos entre o emisario e o límite da ZIP. A separación entre transectos pode ser regular

Cuantificación para todos os indicadores, excepto cadáveres e escapes	
% contactos ou interceptado	Valor
>5	0
1-5	2
0-1	6
0	10
Cuantificación para cadáveres ou escapes	
Presenza	0
Ausencia	10

**Táboa 8.1.** Cualificación dos impactos visuais segundo a frecuencia de contactos negativos obtidos na franxa intermareal ou a porcentaxe interceptada nos transectos realizados na franxa submareal.

Valoración de vixilancia	Cualificación
Todos os valores teñen valor 10	Excelente
Todos os valores teñen valor $\geq 6$	Moi boa
Algún indicador ten un valor igual a 2	Boa
Algún indicador ten un valor igual a 0	Mala
De 2 o máis indicadores teñen un valor igual a 0	Pésima

**Táboa 8.2.** Cualificación global da inspección visual.

ou progresiva (v.g. para unha ZIP de 800 m, os transectos poderíanse realizar a 50, 100, 200, 400 e 800 m) (figura 8.1). A ausencia dunha dirección claramente dominante da corrente podería esixir a realización de transectos complementarios noutras direccións.

A inspección visual consiste en verificar a presenza ou ausencia de: olor manifesto, elementos flotantes na superficie da auga ou da zona intermareal (películas de aceite, deterxentes, combustibles...), restos visibles de penso, restos de fouling derivado da limpeza das instalacións, outros materiais procedentes da estrutura ou mantemento das instalacións (v.g. envases, bolsas de penso, plásticos...), restos de peixes cultivados e presenza de escapes.

Considerando que no conxunto dos transectos ou do percorrido da zona intermareal se localizan unhas 50 celas de observación, a cualificación destes aspectos realízase individualmente conforme á escala recollida na táboa 8.1.

A continuación, o resultado final da inspección visual pódese cualificar globalmente segundo a valoración que se recolle na Táboa 8.2. Cunha cualificación final de BOA, pódese recomendar a aplicación de medidas correctoras, mentres que cunha valoración final de MALA ou PÉSIMA, necesitanse reformulacións da xestión ambiental da explotación. Tomaranse as medidas pertinentes en relación aos resultados que poden dar lugar a expedientes,

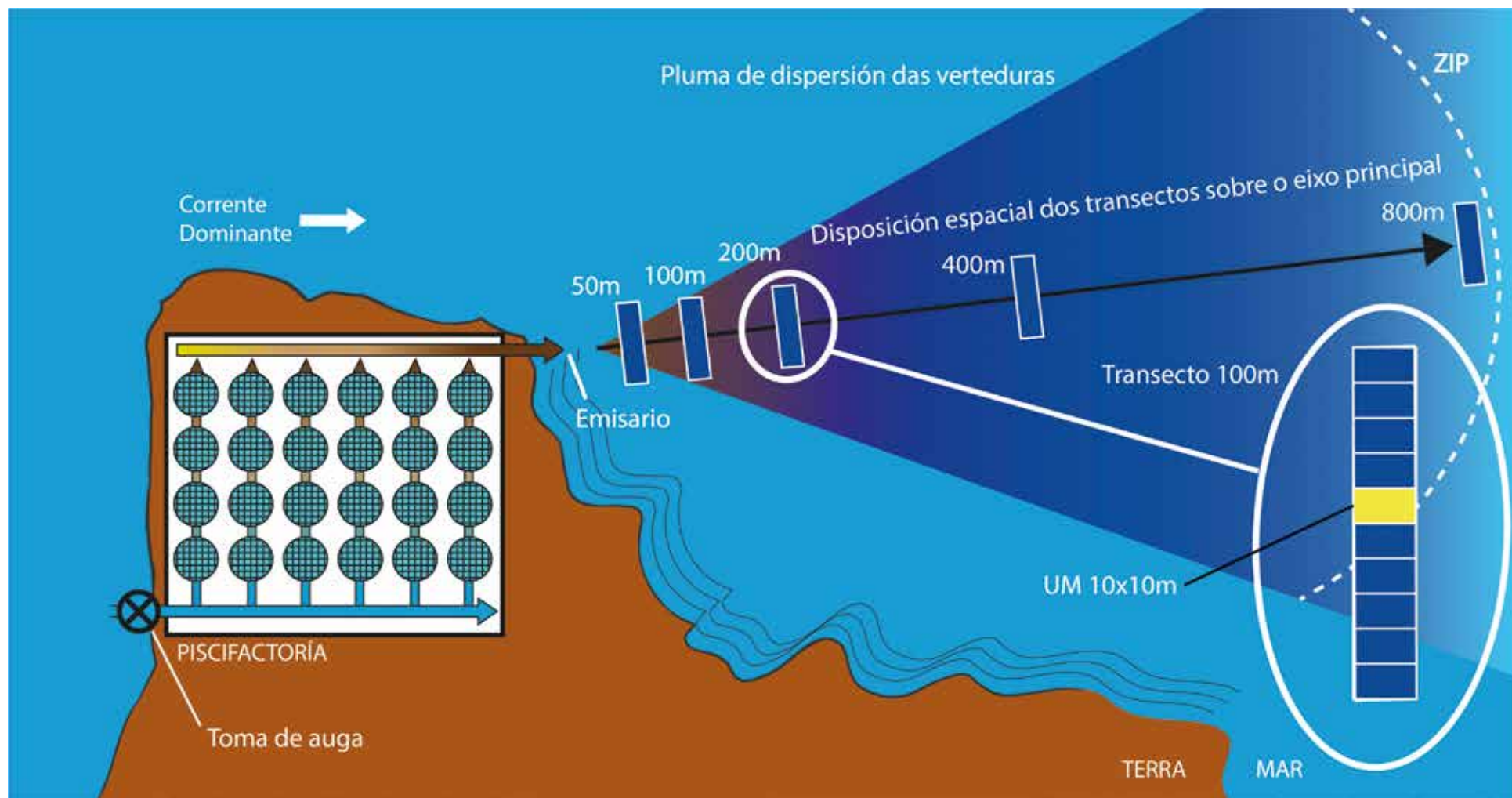


Figura 8.1. Exemplo de disposición espacial dos transectos de mostraxe ao longo do eixe principal da pluma de dispersión das verteduras para a vixilancia visual dunha hipotética granxa mariña instalada en terra.

sancións ou modificacións das instalacións, segundo ditamine e lexisle a autoridade competente

## Variables da vixilancia metódica

A vixilancia metódica ou sistemática aplícase ás verteduras (análise fisicoquímica e toxicidade *in vitro*) e aos ecosistemas receptores (descritores de exposición e integridade ecolóxica). Nos cultivos mariños intensivos instalados na parte litoral da zona terrestre, ao localizarse en zonas expostas, a atención aos fondos de tipo rochoso (inter e submareais) ocupan un lugar prioritario. Mención aparte adquiren os ecosistemas sensibles e as especies protexidas que poidan localizarse no seu contorno. A vixilancia metódica complétase cunhas consideracións acerca de outro tipo de indicadores que pode ser necesario implementar.

Dentro da vixilancia metódica pódense distinguir dous tipos de variables: **Variables de Estado** e **Variables Explicativas**. As primeiras fan referencia directa ás respostas biolóxicas a nivel poboacional (v.g. alteración fisiolóxica) ou da comunidade (v.g. diversidade específica), mentres que as segundas son descritores ou preditores das primeiras (v.g. marcador de exposición). En xeral, os factores abióticos considéranse variables explicativas ou independentes, pero non son factores causais *per se*, senón descritores que se correlacionan con algunha variable de estado. É obvio que os descritores deben ser ferramentas robustas, máis fáciles de obter e menos onerosas que a variable de estado que predín. O menor coste das variables explicativas supón un aforro na vixilancia, sempre que permitan estimar adecuadamente as variables de estado, de esta forma tamén se poderán aplicar de maneira rutineira ou intensiva na vixilancia. Porén, xa se mencionou anteriormente a dificultade para establecer correlacións claras entre as variables procedentes das tres liñas de evidencia e que a robustez do sistema de vixilancia integrado se basea precisamente en dispor de información de tódalas liñas de evidencia á vez. Por esta razón e para reducir custos, é necesario priorizar aquelas variables explicativas que, de maneira illada ou en conxunto, mellor contribúen á descrición do estado do sistema receptor. No deseño dun PVA débese ter en conta que as con-

dicións locais de partida poden ser moi distintas e, por tanto, as variables explicativas seleccionadas non deberían ser enmascaradas polas peculiaridades do medio. Por exemplo, será máis difícil o efecto trófico producido por unha piscifactoría instalada nun medio natural rico en nutrientes fronte á mesma piscifactoría instalada nun medio pobre. A discriminación complícase se se tratan factorías con cargas diferentes ou medios con distintas capacidades dispersivas.

## Variables explicativas

Dentro das variables explicativas inclúense os parámetros físicos, químicos e biolóxicos utilizados para caracterizar as verteduras, como a temperatura, concentración de amoníaco ou DBO<sub>5</sub>, pero tamén os que se utilizaron na avaliación do potencial ecotóxico (v.g. batería de bioensaos toxicolóxicos). Os parámetros fisicoquímicos convencionais do medio receptor tamén se consideran como variables explicativas. Os descritores de exposición ás verteduras se se determinan no medio considéranse variables explicativas, pero se se determinan na biota pódense considerar como un elemento entre as variables explicativas e as variables de estado. Así, un biomarcador molecular determinado en organismos nativos pode ser á vez indicador de exposición (V. explicativa) e de efectos (V. de estado).

## Caracterización das verteduras

Características fisicoquímicas. - Entre os parámetros fisicoquímicos que se deben determinar nos efluentes destas granxas están:

- Determinación *in situ*: Temperatura, Turbidez, pH, Osíxeno disolto e Condutividade/Salinidade
- Determinación *in vitro*: Sólidos en suspensión, Materia orgánica, Carbono orgánico total, Amoníaco, Nitritos, Nitratos, Nitróxeno total, Fosfatos, Fósforo total, Demanda química (DQO) e Biolóxica (DBO<sub>5</sub>) de Osíxeno

Os parámetros fisicoquímicos determinados *in situ* pódense medir con sondas portátiles de uso común e, dada a facilidade de determinación e o baixo custo fronte á información aportada, poderían esixirse todos eles nos controis rutineiros de vixilancia, mentres que entre os determinados *in vitro*, pódense establecer certas prioridades (v.g. carbono orgánico total fronte a sólidos en suspensión, ou DBO<sub>5</sub> fronte a DQO). As determinacións destes parámetros deberán seguir as normas nacionais e internacionais e as contempladas na lexislación de referencia (Anexo I).

Na Táboa 8.3 recóllense os valores medios e intervalo de confianza dos parámetros fisicoquímicos determinados na auga de entrada e na vertedura, así como os criterios de calidade ecolóxicos para as piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. Os datos orixinais proceden dos controis rutineiros de autovixilancia subministrados polos produtores a Augas de Galicia. Pódese observar que o pH, concentración de ións hidronio (H<sub>3</sub>O<sup>+</sup>), é o único parámetro que diminúe o seu valor na auga de saída fronte á de entrada. Hai que destacar que incluso, por termo medio, as augas de saída están máis oxixenadas cás de entrada, indicando que as granxas dispoñen de sistemas físicos (bombas de aire) ou químicos (ozonificación) de oxixenación moi efectivos todo o ano. Tampouco se observaron incrementos significativos na temperatura debido ao sombreado dos tanques e á elevada taxa de renovación hídrica.

En xeral, o carbono orgánico total (TOC) é o parámetro que mellor informa sobre o incremento da carga orgánica na auga de saída, un 15 % superior á media de entrada. Destaca que un lixeiro incremento da carga orgánica específica, debido aos altos caudais bombeados, supón cargas totais importantes, converténdose nun parámetro básico no control da xestión das instalacións. Todas as especies químicas de N e P aumentan na auga de saída. Entre os nutrientes hai que prestar unha atención especial ao N por ser o factor limitante por excelencia da produción primaria no medio mariño, mentres que o P éo en sistemas acuáticos continentais. O pH ten un efecto substancial no desenvolvemento dos microorganismos e doutros seres vivos, e é a variable principal do control da especiación e da biodispoñibilidade das especies

químicas. Neste sentido, pode afectar á dispoñibilidade das formas de N polos produtores primarios. Así, observáronse valores moi baixos do sinal isotópico δ<sup>15</sup>N en macroalgas no punto máis preto ao foco de contaminación (Carballeira et al. 2013b).

Presenza de microcontaminantes. - Neste epígrafe inclúese a análise de microcontaminantes que, sen estar plenamente identificados pola actividade como elementos impactantes, puideran controlarse por imposicións legais (metais, disolventes, pesticidas, etc.). O seu control podería ser necesario, posto que supoñen un risco debido á súa especial toxicidade, persistencia e bioacumulación, ou pola importancia da súa presenza no medio acuático. Estas substancias, que se denominan prioritarias e preferentes de risco, están reguladas e descritas na lexislación de referencia recollida no Anexo I.

*A priori*, non se contempla a determinación de microcontaminantes no ámbito da aplicación rutineira do PVA das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral. Con todo, en determinados casos pode ser apropiado estudar a presenza dalgún destes microcontaminantes como unha primeira aproximación para a avaliación do risco potencial. Como a determinación destes elementos nas verteduras, polas súas baixas concentracións, adoita ser complexa e pouco representativa do grao medio de exposición dos organismos, aconséllase a súa determinación en *bio-acumuladores*, aspecto que se trata máis adiante dentro dos descritores de exposición.

Demanda química (DQO) e Biolóxica (DBO) de Osíxeno. - A materia orgánica (MO) que aparece nas verteduras, en suspensión e en disolución, procede do alimento non inxerido e dos refugallos dos organismos cultivados. Segundo o grao de hidrodinamismo do medio da materia orgánica particulada, pode sedimentar no fondo ou resuspenderse na columna de auga. A MO procedente dos pensos ten un alto contido proteínico que parece estimular á poboación microbiana favorecendo a taxa de degradación (Hall et al., 1990; Hermosilla, 2005; Holmer et al., 2004; Karakassis et al., 2000; Piedecausa et al., 2012). A MO en auga



Parámetro	Nº de datos	MIP	Mediana dos valores observados			OCE
			E	S	S-E	
pH	68	-	8.03±0.03	7.73±0.06	-0.30±0.05	95% casos E-S < 0.30 5% casos E-S < 0.40
Conductividade (µS/cm)	72	-	53±1	70±16	16±17	95% casos S-E < 20µS/cm 5% casos S-E < 45µS/cm
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	59	-	2.93±0.26	6.62±2.42	1.23±0.22	95% casos S-E < 1.5 mg/l 5% casos S-E < 2.5 mg/l
N total (mg/l)	157	-	1.34±0.17	1.78±0.24	0.29±0.15	95% casos S-E < 0.3mg/l 5% casos S-E < 0.6mg/l 100% casos O < 5 mg/l
N nitritos (mg/l)	167	S-E<0.05	0.045±0.01	0.075±0.014	0.028±0.01	95% casos S-E < 0.03 mg/l 5% casos S-E < 0.06 mg/l
N amoniacal (mg/l)	54	-	2.33±1.35	2.42±1.56	0.12±0.21	95% casos S-E < 0.15 mg/l 5% casos S-E < 0.55 mg/l 100% casos O < 4.5 mg/l
P total (mg/l)	65	-	0.28±0.05	0.31±0.05	0.01±0.02	95% casos S-E < 0.02 5% casos S-E < 0.05 mg/l 100% casos O < 0.45 mg/l
P fosfatos (mg/l)	157	S-E<0.2	0.19±0.04	0.24±0.05	0.05±0.01	95% casos S-E < 0,05 mg/l 5% casos S-E < 0,15 mg/l 100% O < 0.35 mg/l
SS (mg/l)	180	S-E<5	13±20	13±27	0.68±0.87	95% casos S-E < 1 mg/l 5% casos S-E < 2.5 mg/l 100% casos O < 75 mg/l
COT (mg/l)	157	S-E<0.5	6.64±1.72	7.63±1.94	0.90±1.82	95% casos S-E < 1 mg/l 5% casos S-E < 3.5 mg/l

**Táboa 8.3.** Valores medios e intervalo de confianza dos parámetros fisicoquímicos da auga de entrada (E) e de saída (S), máximos incrementos permitidos (MIP) e obxectivos de calidade ecolóxicos (OCE) das piscifactorías mariñas intensivas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. [E: auga de entrada; S: vertedura; S-E: Diferenza Saída-Entrada; E- S: Diferenza Entrada-Saída]. Tomado de Carballeira et al. (2012f).

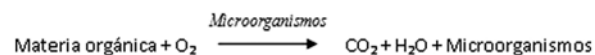
ou sedimento é un parámetro que se empregou de forma convencional para expresar o grao de afección dos cultivos mariños. Porén, a estima da contaminación orgánica é un problema complexo e delicado debido á natureza moi diversa da materia orgánica e os distintos estados de de-

gradación. A oxidación da materia orgánica para dar anhídrido carbónico e auga, e a dos compostos minerais do nitróxeno para as sustancias cuaternarias, conducen a un consumo do osíxeno da auga, que se renova polo osíxeno do aire. En principio, a materia orgánica é o nutrien-

te dos xermes aerobios; o nitróxeno con estado de oxidación superior (nitritos e nitratos), serve ás nitrobacterias e nitrosomas. O conxunto de reaccións pode empobrecer a dispoñibilidade de osíxeno. As bacterias que necesitan osíxeno, retéñeno a expensas non soamente dos nitratos e nitritos, senón a partir dos sulfatos con desprendemento de sulfuros de hidróxeno. Estes fenómenos de oxidación que poden ter lugar na natureza, son máis difíciles de reproducir no laboratorio e de obter a degradación última da materia orgánica. Con todo, certos parámetros como a demanda química (DQO) e biolóxica (DBO) de osíxeno, permiten unha apreciación dos fenómenos por vía química e biolóxica, coas súas inherentes dificultades de reproducibilidade.

A *demanda química de osíxeno (DQO)* é a cantidade de osíxeno ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ ) necesario para oxidar toda a materia orgánica, en disolución e particulada, contida na auga. A determinación de DQO debe realizarse rapidamente despois da toma de mostras, para evitar a oxidación natural. No caso contrario, a mostra podería conservarse un certo tempo se se acidifica con ácido sulfúrico ata pH entre 2 e 3. Con todo, esta opción deixa de ser fiable en presenza de substancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas, como cloruros, no caso das verteduras das piscifactorías. Tamén se pode determinar por espectroscopia UV-VIS da cor producida pola redución do dicromato a  $\text{Cr}^{+3}$  posterior á dixestión. A DQO representa case un *valor límite de posibilidade de oxidación* total dun refugallo; por iso, xeralmente, o valor da DBO última ( $\text{DBO}_{20}$ ) deberíase aproximar á DQO.

Habitualmente, a degradación das substancias orgánicas por medio das probas químicas é diferente e os resultados son difíciles de comparar aos obtidos nas probas biolóxicas. A *demanda biolóxica de osíxeno (DBO)* é un parámetro respirométrico que permite determinar a contaminación orgánica das augas debida á fracción biodegradable da MO presente nunha mostra segundo a seguinte reacción:



Este parámetro baséase na cantidade de osíxeno necesaria para estabilizar bioloxicamente a materia orgánica durante un período de incubación determinado, ordinariamente 5 días, o que se coñece como  $\text{DBO}_5$ . Recoméndase utilizar o sistema Oxitop (WTW) e a determinación da DBO en mostras non diluídas (debido á baixa carga de materia orgánica en relación con outros tipos de verteduras orgánicas, v.g. augas de refugallo urbanas) para a determinación da  $\text{DBO}_5$ . A baixa concentración de tóxicos das mostras dificilmente podería inhibir a acción dos microorganismos, o que resulta en valores confusos. Por outro lado, as mostras para a análise da  $\text{DBO}_5$  poden degradarse significativamente, mentres están almacenadas, entre a súa recollida e análise, podendo subestimarse. Para evitar ao máximo a redución da DBO, as mostras deben analizarse inmediatamente despois da súa recolección, ou ben arrefrialas ata unha temperatura próxima ao punto de conxelación ( $\approx 4^\circ\text{C}$ ). O período de almacenamento das mostras debe reducirse ao máximo posible, xa que teñen que estabilizarse a  $20^\circ\text{C}$  antes da incubación. Así mesmo, é necesario engadir alitiourea ( $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), que actúa como inhibidor da nitrificación, evitando o consumo de osíxeno debido ás reaccións químicas das formas do nitróxeno co osíxeno. Desta forma, só a descomposición da materia por parte dos microorganismos.

O *sistema de determinación Oxitop (WTW)*, seguindo as normas UNE-EN 1899-1 e 1899-2 (Beiras, 2012), baséase na medida mediante un sensor electrónico pezo-resistivo da diferenza de presión xerada debido á captación con NaOH do  $\text{CO}_2$  producido polos descompoñedores. Ademais, este método permite estudar a cinética de consumo de osíxeno. O pH das mostras debe atoparse entre 6,5 e 8,3 polo que se debe axustar o pH a ese rango mediante a adición de HCl e NaOH, sempre que non se dilúa a mostra máis do 0,5 %. Este método require botellas de incubación, unha cámara a  $20 \pm 1^\circ\text{C}$  e en escuridade, sistemas de axitación, xuntas de goma, inóculo activo, sistemas de determinación Oxitop, sosa (KOH) e unha solución con  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ ,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{CaCl}_2$  e  $\text{MgSO}_4$ .

O *método de determinación da DBO en mostras de auga de mar non diluídas* é máis sinxelo, rápido e económico có anterior, ao necesitar unicamente

un medidor de osíxeno disolto (oxímetro), recipientes especiais para as mostras (botellas de borosilicato con tapón antiburbulla) e almacenalos a 20°C na escuridade. Prescínlese do inóculo bacteriano e da adición de sales, ambos xa presentes nas verteduras mariñas.

### Biodegradabilidade das verteduras de granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral

Quizais para moitos efluentes, a biodegradación sexa o proceso que condiciona en maior medida a concentración e biodispoñibilidade das substancias tóxicas no medio (Kováts et al., 2002). Por esta razón, en numerosos países a lexislación obriga aos fabricantes a demostrar que os seus produtos son biodegradables, en particular, os que se liberan ao medio en grandes cantidades. Deseñáronse numerosos métodos para a medición da biodegradabilidade de compostos químicos e materiais (De Wilde et al., 2013). Por exemplo o esquema do *Programa de Avaliación de Produtos Químicos* (OECD) clasifica os produtos en tres niveis (inmediata, intrínseca e de simulación) en función dos ensaios que é necesario aplicar para a súa biodegradabilidade.

Algúns investigadores consideran que os resultados dos bioensaios en laboratorio dos efluentes non poden aplicarse aos ecosistemas receptores, debido a que a exposición cambia espazotemporalmente, porque procesos físicos, químicos e biolóxicos complexos poden dar lugar a cambios significativos das substancias no tempo. É un proceso específico no que inflúen as condicións abióticas e bióticas (v.g. poboación bacteriana) existentes de cada lugar. Limatola et al. (2020) comprobaban mediante o ensaio de fertilización en *Paracentrotus lividus* en laboratorio que a remoción de sedimentos previamente contaminados de maneira crónica seguen sendo unha fonte de impacto ecotoxicolóxico despois de cesar a actividade responsable. O patrón de turbulencia e o grao de osixenación determinan os trazos morfolóxicos ultra-estruturais e fisiolóxicos dos ovos fertilizados, pero os efectos prexudiciais foron inhibidos por unha maior osixenación. Consideran que a rehabilitación ambiental a través da restauración de produtores primarios formadores de hábitat,

como pastos mariños ou formacións algales, poderían aliviar o efecto dos contaminantes acumulados na biota residente. Os ensaios de laboratorio tampouco teñen en conta a diversidade e a homeostase das comunidades microbianas naturais, así como a gradual desaparición do contaminante do ciclo bioxeoquímico natural, como o debido á absorción polo sedimento. Ademais, en mesturas complexas, pódense dar interaccións entre compostos de tal forma que uns poidan influír na biodegradación dos outros e que isto poida darse dentro de determinados rangos de concentracións relativas. A gran diversidade de compostos que poden estar presentes nos efluentes obriga a excluír as comprobacións rutineiras de ditas interaccións dentro dun PVA rutineiro.

Con todo, como vimos no Capítulo VII, toxicidade e persistencia son dúas propiedades que interveñen de maneira substancial no rego ambiental que supón un contaminante ou unha mestura, en consecuencia, é preciso comprobar a posibilidade de que poidan suceder procesos tóxicos persistentes ou non. Temos que sinalar que un PVA integrado axuda a poñer en evidencia a existencia de resultados contraditorios derivados destes procesos.

Problemas metodolóxicos. - Un dos principais problemas dos ensaios de degradación realizados con efluentes é a presenza de substancias que poden perturbar ou bloquear a biodegradación (v.g. antibióticos). Para excluír esta posibilidade, efectúanse probas específicas, como: ensaiar diferentes concentracións, controlar a densidade microbiana ou comprobar efectos sobre procesos indicadores de toxicidade relevantes (v.g. biomarcadores de metabolismo microbiano).

Outro inconveniente é que os protocolos de degradación de verteduras ou de persistencia dos contaminantes desenvóléronse unicamente para verteduras de auga doce. A razón principal é que as poucas verteduras de auga salgada existentes son aquelas que proceden fundamentalmente de piscifactorías mariñas instaladas en terra ou de plantas desalgadoras. Ademais, a nivel mundial existen escasas piscifactorías mariñas instaladas en terra e, por este motivo, as avaliacións de risco ambiental centráronse fundamen-

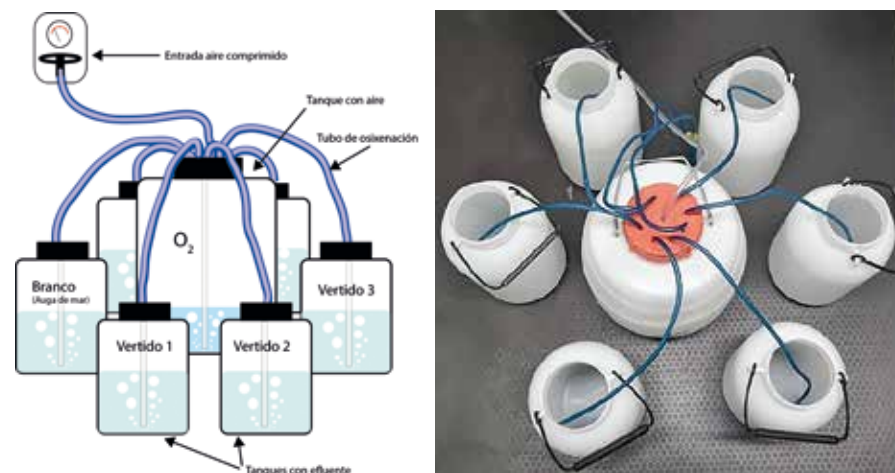
talmente en granxas mariñas instaladas en gaiolas ou nas de augas doces continentais. Desta forma, os protocolos de degradación comunmente usados para a avaliación de verteduras tiveron que adaptarse para o seu uso con verteduras cunha Salinidade superior ao 3 %. Escolleuse como referencia o traballo de Costan et al. (1993), xa que consideramos que é o que mellor se axusta ao caso das verteduras de piscifactorías mariñas. Os mencionados autores estudan a toxicidade de verteduras procedentes de distintas industrias mediante a aplicación dun índice (PEEP, *Potential Ecotoxic Effects Probe*), que inclúe os resultados dunha batería de bioensaios realizados o día da recollida dos efluentes e despois do transcurso de varios días de degradación. Carballeira et al. (2012b) utilizan o índice PEEP para avaliar a toxicidade dos efluentes de varias piscifactorías mariñas intensivas instaladas en terra ao longo da costa galega, pero non consideran a persistencia da toxicidade debida á degradación da vertedura no medio. Desta forma, os valores do índice e da carga tóxica atopados foron moi elevados e, probablemente, se deberon, por un lado, á maior toxicidade das verteduras sen degradar e, por outro, aos grandes caudais emitidos polas granxas. Posteriormente, comprobamos que as verteduras son facilmente biodegradadas e a toxicidade varía en función do tempo de degradación ao que son sometidas (Carballeira et al., 2018).

Protocolo do método de degradación. - Para a degradación dos efluentes, Costan et al. (op.cit.) engaden unha solución de sales, unha solución tamponada (búfer) e un inóculo de bacterias. No caso de verteduras, as sales e o búfer non son necesarios debido á presenza natural destes compoñentes na auga do mar. O método de degradación de verteduras na auga do mar proposto pola OECD (1992) non considera o inóculo de bacterias, pero de forma opcional recomenda o recuento de *unidades formadoras de colonias* (UFC), que resulta máis laborioso. Respecto a tamponar o efluente, hai que sinalar que a auga do mar é un tampón ou búfer natural, aínda que xa vimos que a media do pH da auga de entrada é superior á de saída no caso das piscifactorías mariñas instaladas en terra (táboa 8.1). Estes lixeiros cambios de pH poden supoñer un impacto para a flora e fauna mariñas próximas á vertedura. Por outra banda, o tratamento da auga do mar introducida nas piscifactorías (v.g. desinfectan-

tes) puido modificar ou eliminar a comunidade bacteriana orixinal. Neste caso, en vez de engadir as sales e o búfer, inoculanse as verteduras con auga do mar, procedente dunha localidade libre de contaminación, filtrada a 180  $\mu\text{m}$ .

Os estudos de degradación de efluentes realízanse a temperatura constante, polo xeral a 20°C (temperatura estándar ou normal), baixa osíxenación. Porén, como a temperatura media anual da auga das costas galegas está máis próxima aos 15°C cós 20°C e existe un elevado hidrodinamismo, escolleuse manter as verteduras durante o período de degradación a 15°C e con elevada osíxenación (figura 8.2).

Respecto do período de incubación, deberíase optar pola necesidade de coñecer a toxicidade non persistente e persistente, malia que implique duplicar os bioensaios. Polo xeral, a toxicidade inmediata dos efluentes piscícolas observada é baixa e pouco persistente, é dicir, o risco ecolóxico



**Figura 8.2.** Dispositivo para a aireación, durante o período de degradación, das verteduras procedentes de piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral.

Características	Costan et al. (1993)	Protocolo proposto
Adición sales inorgánicas	MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O, CaCl <sub>2</sub> , FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	Ningunha
Adición buffer	Si (7.2)	Non
Control	Auga destilada	Auga de mar limpa e filtrada
Inóculo	Bacta-Pur (Bacterias)	Auga de mar filtrada
Tempo incubación	5 días	0 e 5 días
Osixenación	Baixa	Alta
Tipo de vertedura	Auga doce	Auga salgada
Temperatura incubación (°C)	20	15

**Táboa 8.4.** Diferenzas entre o protocolo para a degradación de verteduras, segundo Costan et al. (1993) e o método proposto neste estudo.

asociado é moi baixo e sería aceptable dentro da ZEP. En consecuencia, a toxicidade persistente podería ser ecoloxicamente máis relevante, polo que só falta considerar cal sería o período de degradación máis adecuado. Cinco días é un período de degradación convencional (v.g. DBO<sub>5</sub>) e é o que utiliza o índice PEEP (Costan et al., 1993), o que xustifica a súa elección para a avaliación total da toxicidade (Carballeira et al., 2018). Ademais, se temos en conta o hidrodinamismo das nosas costas expostas, o grao de dilución que se produciría a maior prazo de degradación minimizaría radicalmente o risco asociado.

A continuación, detállase o protocolo de degradación desenvolto para a súa aplicación ás verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral:

- Adición de 50 mL por litro de efluente (5 %) de auga de mar, tomada nunha localidade libre de contaminación previa eliminación da materia en suspensión por filtración (>180mm), que actuará como inóculo bacteriano.

- Incubación a 15°C, escuridade e boa aireación durante os diferentes tempos de degradación ensaiados.
- Para homoxeneizar a osixenación en tódalas mostras de verteduras, utilízase un distribuidor da presión de aire (figura 8.2).
- Realización da batería de bioensaio a 0 e 5 días de degradación.

Na táboa 8.4 resúmense as diferenzas existentes entre o método de biodegradación de verteduras proposto por Costan et al. (1993) e o proposto neste estudo.

### Batería mínima de bioensaio para a avaliación da toxicidade das verteduras

Como vimos no apartado: *Parámetros e índices ecotoxicolóxicos. Índices de ecotoxicidade* (Capítulo VII), os parámetros toxicolóxicos obtidos nos bioensaio pódense integrar nun índice capaz de resumir o risco ecotóxico global observado. A maioría destes índices (v.g. PEEP) pondéranse, é dicir, o seu cálculo é independente do número e tipo de bioensaio aplicados, e incluso do signo positivo ou negativo dos resultados. Evidentemente, canto maior sexa o número de bioensaio aplicados a un efluente, máis precisa será a súa caracterización ecotóxica. Consideramos que a batería mínima de bioensaio que se debe aplicar debe estar constituída como mínimo por tres bioensaio realizados con especies test que pertencen a tres niveis tróficos distintos.

No noso caso, utilizamos os bioensaio de bioluminiscencia bacteriana (microorganismo), de microalgas (produtor primario) e de embrións de ourizo (consumidor primario). Hai que destacar que se pode construír a batería mínima con outros bioensaio ou ampliála. No caso de que se amplíe, por defecto, convén que o reparto siga sendo paritario entre os niveis tróficos. Agora ben, segundo sexa o escenario, pódense implementar os ensaio de maneira parcial, representando cada nivel en maior ou menor proporción, se se considera que os resultados mellorarían a predición do grao de afectación

Características	Bioensaio estándar	Bioensaio proposto
Volume de mostra (µl)	500-1000	200
Volume de bacteria (µl)	20	10
Volume de diluínte (µl)	500-1000	0
Salinidade do bioensaio (%)	>2,75 e variable	3,5
Salinidade das mostras (%)	Todas	1-6

**Táboa 8.5.** Diferenzas entre o bioensaio con *Vibrio fischeri* estandarizado e o modificado para a avaliación de verteduras piscícolas.

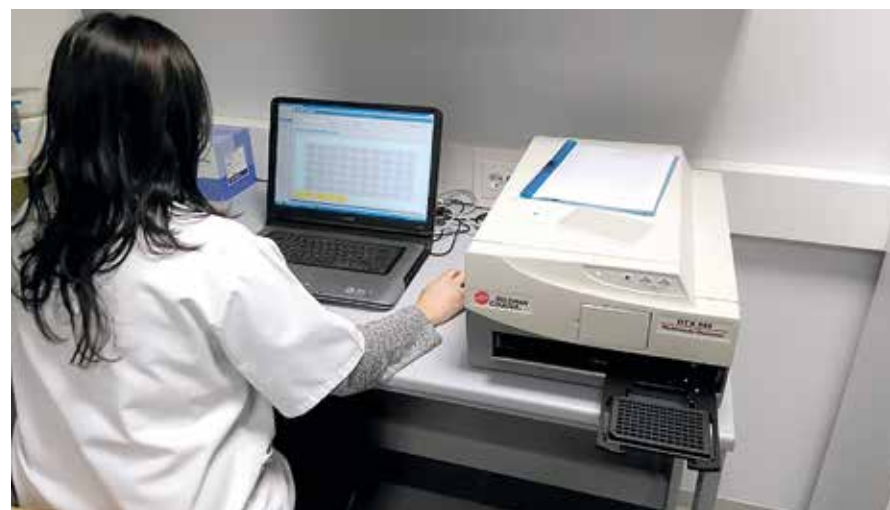
ao que podería verse sometido o ecosistema receptor. Neste sentido, é moi atractivo incluír na batería de bioensaios, como especies test, especies de interese comercial ou ecolóxico presentes no medio receptor.

A parte do tipo de procesamento das mostras, a veces é necesario adaptar o bioensaio tipo á natureza dos efluentes, realizando pequenas modificacións metodolóxicas. A continuación, detállanse certas particularidades metodolóxicas das probas aplicadas na fase experimental aos efluentes procedentes de diferentes granxas instaladas en terra da zona litoral de Galicia e cuxos resultados tomamos como referencia para o establecemento dos criterios de calidade do PVA.

*Adaptación do bioensaio de luminiscencia bacteriana.* - Kováts et al. (2002) despois de avaliar o cambio de toxicidade de efluentes, causada pola degradación, consideran que ditos cambios pódense seguir adecuadamente mediante a proba de bacterias bioluminiscentes. O microbiotest comercial de luminiscencia Microtox é unha ferramenta de biomonitorización amplamente utilizada para avaliar a toxicidade de contaminantes en medio acuático, tanto en auga como en lixiviados de sedimentos. Este bioensaio de toxicidade aguda tivo un papel principal e fundamental no desenvolvemento de probas de toxicidade a microescala pola súa capacidade de detección dun amplo espectro de contaminantes químicos ambientais (Isenberg, 1993). Microtox

non pode substituír bioensaios máis caros que empregan especies nativas de interese, pero poderíase definir como un bioensaio de obrigada realización en estudos acuáticos.

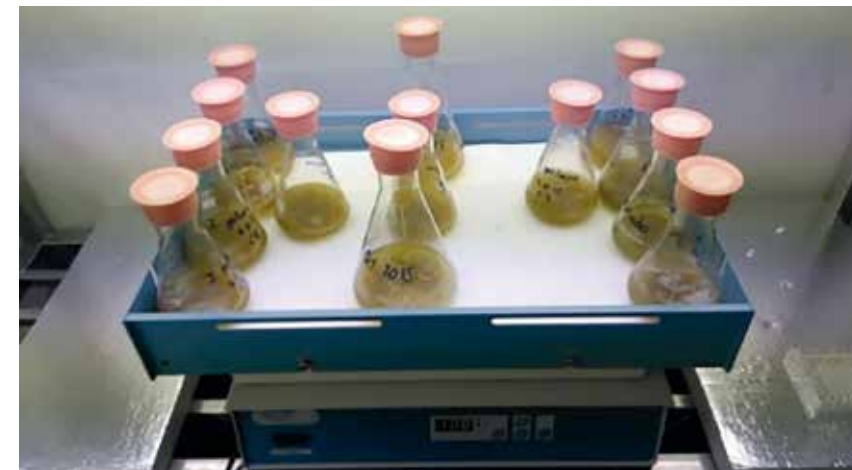
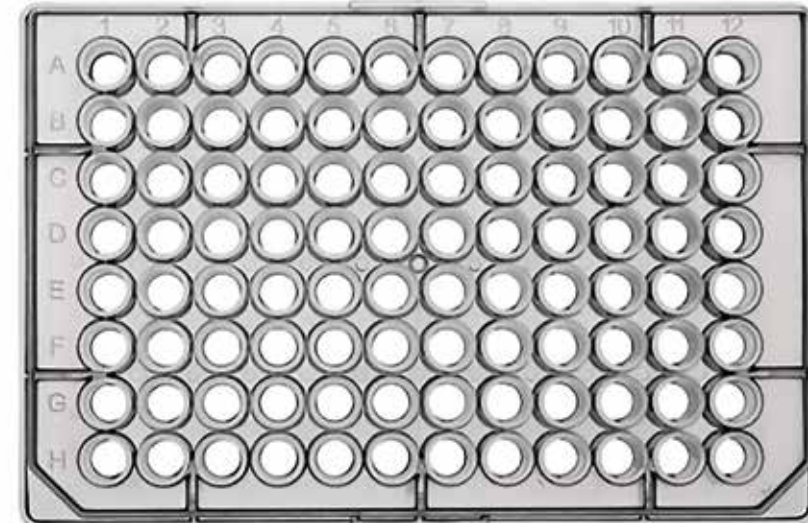
O bioensaio consiste en expoñer unha bacteria mariña luminescente (*Vibrio fischeri*) a distintas dilucións dos contaminantes e expresar os resultados como porcentaxes de inhibición da luminiscencia observada. O método estandarizado lévase a cabo en cubetas de 5 ml, pero pode miniaturizarse realizándose en microplaca (Hirrmann et al., 2007; Carballeira et al., 2013c). Este cambio permite realizar maior número de réplicas ao medir 96 mostras conxuntamente, aumentando a fiabilidade e precisión dos resultados; así mesmo, permite estudar a cinética tóxica tomando medidas consecutivas programadas a intervalos de tempo acordados. O protocolo estandarizado emprega un diluínte do 2 % de NaCl para que este bioensaio se poida aplicar a mostras de todo tipo de Salinidades. Porén, as modificacións propostas para este bioensaio limitan o seu uso a mostras cunha Salinidade dentro do



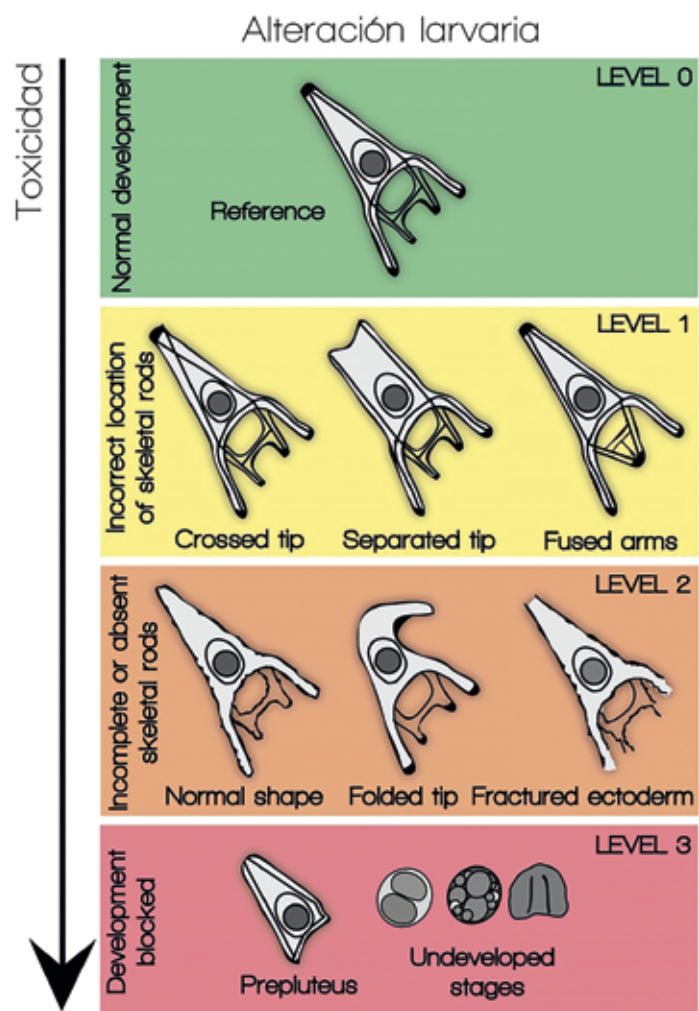
Determinación de bioluminiscencia bacteriana cun lector de microplacas.

rango de tolerancia de *V. fischeri*, entre 1 e 5 % de Salinidade (Soto et al., 2009). No protocolo estandarizado, o diluente supón o 50 % do volume de cada mostra e, polo tanto, provoca a dilución do efecto tóxico do 100 % da vertedura sobre a luminescencia da bacteria. Ademais, realizamos experimentos e conseguimos que a bacteria emita máis luz cando se utiliza auga do mar limpa (3,5 %) como branco que con diluente comercial (2 %), o que se traduce nun aumento da sensibilidade do bioensaio e a eliminación de interferencias debidas a cambios de Salinidade. Por estes motivos, decidiuse retirar o diluente comercial do protocolo nos estudos con verteduras piscícolas, excepto coa substancia de referencia ( $ZnSO_4$ ), utilizada como control positivo, que segue o protocolo habitual para validar os resultados do bioensaio. Na Táboa 8.5 resúmense as diferenzas entre o bioensaio estándar Microtox e o proposto para a avaliación da toxicidade das verteduras piscícolas.

*Adaptación do bioensaio de crecemento de microalgas.* - O bioensaio do crecemento algal mostra a toxicidade ou o potencial de eutrofización das verteduras (*factor de confusión*) mediante a inhibición ou estimulación do crecemento das microalgas. Baseándonos en estudos anteriores, seleccionouse a microalga *Isochrysis galbana*, debido á súa sensibilidade a estas verteduras, por ser unha alga nativa cunha ampla distribución na costa galega e ao utilizarse como alimento en acuicultura. Seguíuse o procedemento da OECD (2011), pero como co bioensaio bacteriano, o de crecemento de microalgas miniaturizouse (figura 8.3) e reduciuse a dilución das mostras na medida do posible (De Orte et al., 2013). Para iso, en vez de engadir o medio de cultivo diluído e as microalgas ás mostras da microplaca, calcúlase a densidade cunha cámara de Neubauer e engádesse medio diluído ata alcanzar a densidade necesaria. Desta forma, a dilución das mostras redúcese aproximadamente do 33 ao 16 %. Se a densidade das microalgas non é suficiente, estas centrifúganse e resuspéndense posteriormente co medio. Porén, comprobouse que a centrifugación pode afectar á mobilidade das microalgas e formar agregacións destas que poden xerar ruído na lectura das microplacas. A toxicidade diminúe a medida que aumenta a densidade inicial de microalgas (Franklin et al., 2002). Con *I. galbana*, a concentración inicial comunmente empregada varía de  $10^5$  a  $10^6$  microal-



**Figura 8.3.** Microplaca estándar de 96 pozos de 300  $\mu$ l e axitador con cultivos de *Isochrysis galbana*, cuxo inóculo se subministró por parte do grupo de investigación ACUIBIOTEC-USC.



**Figura 8.4.** Criterios de toxicidade establecidos en función das deformidades observadas nas larvas de ourizo expostas ás verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral. Tomado de Carballeira et al. (2012d).

gas.ml<sup>-1</sup>. Óptase pola menor densidade (10<sup>5</sup> microalgas.ml<sup>-1</sup>), para evitar a centrifugación-dilución das mostras, e porque a pesar de que este tipo de verteduras son unha mestura de tóxicos e nutrientes, a estimulación do crecemento é máis habitual.

Aínda que a cantidade de sólidos en suspensión non é moi elevada, recoméndase deixar repousar ou filtrar as mostras en todos os bioensaios que requiran de medidas en microplacas, xa que a presenza ou ausencia dos sólidos en suspensión pode xerar interferencias que se traducen nunha elevada variabilidade entre réplicas.

*Adaptación do bioensayo de embrións de ourizo de mar.-* O bioensayo de desenvolvemento larvario con embrións de ourizo de mar común (*Paracentrotus lividus*) consiste en expoñer os embrións a dilucións dos contaminantes durante 48 h. Os valores de toxicidade exprésanse como porcentaxes de desenvolvemento normal ou anormal das larvas. Para a realización do bioensayo, recóllense ourizos adultos e fértiles nunha zona supostamente limpa e transpórtanse ao laboratorio, onde se manteñen en acuarios con circuíto pechado e filtración, a 13 °C, aireación, fotoperíodo 12:12 e alimentados con *Ulva* spp. Antes do ensaio, os ourizos aclimátanse durante 5 días. Os gametos masculinos e femininos necesarios para a fecundación *in vitro* obtéñense mediante inxección de KCl 0,5 M na membrana perioral. Os espermatozoides mantéñense refrixerados ata o momento da fertilización, e os óvulos en axitación continua e auga do mar filtrada a 22 µm. A madureza dos individuos (ou viabilidade dos seus gametos) determínase mediante a análise do grao de redondez dos ovos e a mobilidade dos espermatozoides coa axuda dun microscopio óptico. Tras da fecundación *in vitro* debe existir un mínimo de 80 % de ovos fecundados (determinado a través da presenza de membranas de fecundación) para que sexa válido o bioensayo.

Aproximadamente 300 embrións son introducidos en contadores *coulter* con 20 ml de cada mostra. Os tratamentos replícanse tres veces, incluíndo as verteduras brutas (100 %) e as súas dilucións con auga de mar filtrada: 0 (control) 10, 25, 50 e 75 %. Utilízase CdCl<sub>2</sub> e ZnSO<sub>4</sub> como control positivo.



Tras 48 h de incubación, en escuridade e a 20°C, bloquéase o desenvolvemento das larvas engadindo dúas gotas de formol ao 40 %. Para a determinación dos valores de toxicidade das mostras cuantificouse a porcentaxe de larvas deformes e non desenvoltas (figura 8.4) mediante un microscopio invertido. Os niveis de toxicidade clasífanse seguindo o criterio proposto por Carballeira et al. (2012d) e que clasifica a toxicidade en función do grao e morfoloxía de desenvolvemento das espículas esqueléticas. Estes autores observaron por primeira vez un novo tipo de deformidades orixinado polas verteduras destas granxas e onde as larvas non desenvolvían as espículas ou non se desenvolvían completamente, pero cambiaba a disposición normal das espículas.

O bioensaio de desenvolvemento embrionario de ourizos ten un amplo recoñecemento na avaliación da calidade da auga mariña (Carballeira et al., 2011c; 2012b; 2012c; 2012d; 2018), sendo a súa única desvantaxe que non dispoñen todo o ano de espécimes fértiles. Segundo un estudo realizado en Galicia, os individuos comezan a ser fértiles a partir de xaneiro, alcanzando a máxima fertilidade e o maior índice de condición gonadal entre marzo e xuño (JACUMAR, 2012). Fóra da época fértil, a criopreservación dos gametos é unha alternativa, aínda que actualmente só é posible manter a fertilidade dos ovos de ourizos durante uns poucos días (Bellas y Paredes, 2011). Existe a posibilidade de recoller ourizos de mar viables noutras zonas xeográficas, pero deben ser mantidos a 13°C (para evitar o desove) e o estrés ao que se poden ver sometidos durante o transporte pode incapacitalos para realizar o experimento, xa que habería que mantelos saudables polo menos 10 días en acuarios e así poder realizar a secuencia de bioensaios.

O período fértil da especie *Arbacia lixula* (ourizo de mar negro) dura todo o ano e pode ser unha alternativa fronte á utilización do ourizo común para estes estudos (Carballeira et al., 2011c). Algunhas bases de datos (v.g. World Echinoidea Database) describen a presenza desta especie en toda a costa europea sinalando que comparte hábitats con poboacións de *P. lividus*. Con todo, Wangesteen (2013) só sinala a súa presenza europea no mar mediterráneo. Investigamos a posible presen-

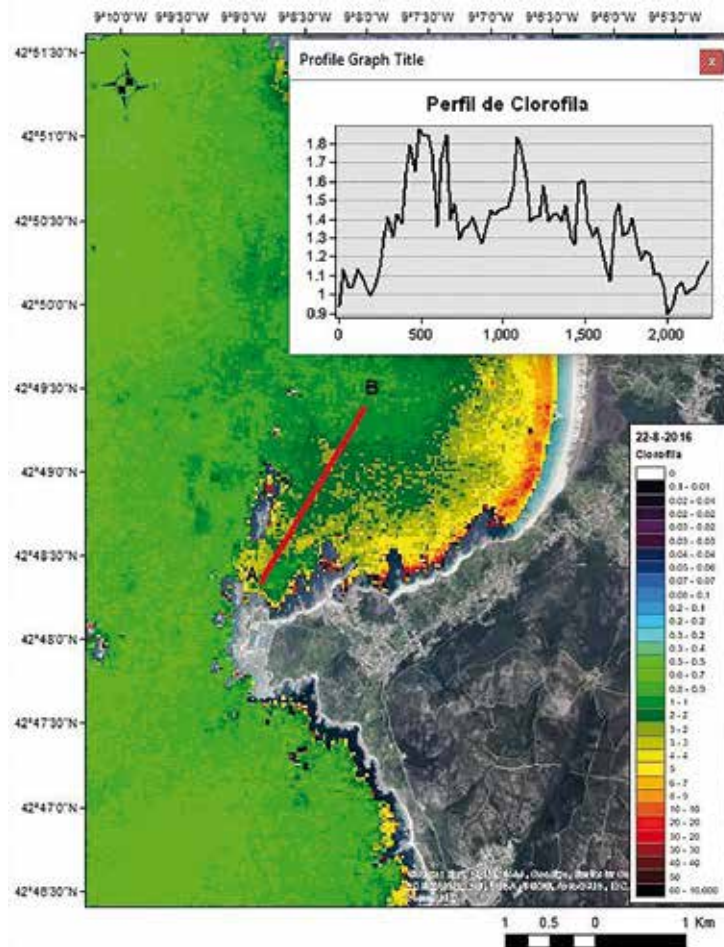
za do ourizo negro nas costas galegas, pero non atopamos evidencia ningunha.

## Variables de estado

As variables de estado clásicas inclúen todos os parámetros estruturais e funcionais determinados nas poboacións e comunidades receptoras do impacto. Isto involucra dende a presenza, abundancia ou vigor de poboacións de especies indicadoras, ata parámetros macroscópicos das comunidades, tanto estruturais (v.g. índices de riqueza ou diversidade específica) como funcionais (v.g. composición cloroflica, produtividade). Xa se comentou antes que os descritores de exposición en efectos determinados na biota se poden cualificar como variables de estado, o que facilita a vixilancia da integridade ecolóxica do ecosistema receptor fronte ás variables clásicas. Isto límitase a biomarcadores moleculares e histopatolóxicos, sinais isotópicos, tóxicos bioacumulados, fluorescencia cloroflica, etc., determinados en poboacións ou comunidades do medio receptor nos diferentes hábitats (rochoso, detrítico sedimentario, peláxico, especiais...).

## Variables de estado de produtores primarios e secundarios

A avaliación dos riscos e impactos derivados da eutrofización de augas estuáricas e costeiras é unha das cuestións clave na xestión ambiental (Painting et al., 2005). Os nutrientes en disolución, liberados polos cultivos, poden alterar a composición das comunidades de produtores primarios planctónicos e bentónicos e estimular a produción ata alcanzar niveis de degradación do medio insostibles (*eutrofización*). O proceso de eutrofización desenvólvese cando se supera a capacidade de asimilación da zona receptora posto que os mecanismos de regulación natural teñen unha capacidade limitada a partires da cal o ecosistema comeza a cambiar a súa organización en termos de estrutura e funcións ecolóxicas (UNEP, 2005). Como as características fisicoquímicas de cada localidade condicionan a resposta ambiental fronte á mesma carga, precísase avaliar ou vixiar o risco en cada caso específico (Nordvarg y Hakanson, 2002).



**Figura 8.5.** Análise satelital da zona de influencia dunha granxa instalada en Lira (A Coruña). O perfil de Clorofila a presenta valores elevados ata os 700 m do foco, a partir deste punto descende ata os 2000 m. [Imaxe do satélite Landsat 8 OLI; programa de código aberto SEADAS 7.3, algoritmo L2GEN]. Realizada por Jaime Aguilera no Laboratorio de Oceanografía Satelital (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso-Chile).

Existen índices sinxelos para a avaliación do estado trófico das augas costeiras (Volleinweider et al., 1998; Pettine et al., 2007), habitualmente baseados na concentración de clorofila *a*, dos nutrientes en disolución e a dispoñibilidade de osíxeno. Para que cumpran as esixencias da Directiva Marco da Auga (DMA, 2000/60/CE), os índices deben normalizarse fronte ás condicións de referencia específicas. Por exemplo, o índice UNTRIX normalízase mediante o cociente entre a mediana do índice para o sitio de referencia específico e o percentil 75 do sitio impactado. Esta relación pode variar entre 0 e 1, canto maior é o valor da relación, máis similar é o sitio analizado fronte ao de referencia (Pettine et al., 2007). Este axuste ás condicións locais mellora os resultados da clasificación do estado trófico cando se aplica a augas impactadas por acuicultura mariña (Yucel-Gier et al., 2011).

De todas as variables utilizadas na construción destes índices, soamente a *clorofila a* (*Chla*) se pode considerar unha variable de estado representativa da *biomasa fitoplanctónica*. As outras variables son explicativas que poden axudar a mellorar a cualificación do estado trófico. Porén, en ambientes expostos, debido á rápida dilución e dispersión dos nutrientes, é difícil chegar a detectar picos nos niveis de clorofila-*a* do sistema peláxico receptor. Carballeira (2013) en ningún caso observaron cambios significativos (composición pigmentaria ou biomasa) en comunidades fitoplanctónicas nativas confinadas en bolsas de diálise e expostas a modo de gradiente na pluma de dispersión das verteduras emitidas por granxas mariñas intensivas instaladas na parte litoral da zona terrestre de Galicia. Debido á elevada variabilidade espacio-temporal destes parámetros na auga, a súa normalización esixe realizar numerosas mostraxes. Ademais, xa se tratou anteriormente (Capítulo VII: Bioensaios ecotoxicolóxicos *in situ*), a alteración das comunidades planctónicas é un proceso complexo, debido ás interaccións con outras causas de orixe natural e antrópica, que se debe contemplar dende unha perspectiva xeográfica ampla. Por iso, entendemos que non está xustificada a realización de seguimentos deste tipo na columna de auga de forma sistemática, aínda que se poden realizar outras aproximacións, como as baseadas na análise de imaxes de satélite (figura 8.5).

Pola contra, a escala local, os efectos tróficos das verteduras si que poden alterar as comunidades de *produtores primarios bentónicos*, sobre todo se se localizan ao longo das zonas inter e submareal inmediatas ao emisario onde a concentración de nutrientes é maior, por ser zonas de escasa profundidade e con menor capacidade dispersiva do medio. Transitoriamente, determinadas circunstancias (v.g. calma mariña prolongada e vento con dirección á costa) poderían agravar a situación. O incremento nutritivo pode alterar as comunidades fitobentónicas, v.g. favorecendo a abundancia de algas oportunistas (v.g. *codium*, *Ulva*). Nas inmediacións do emisario, o incremento de algas verdes pode corresponderse co detrimento de algas pardas, pero non exclusivamente debido ao exceso de nutrientes, senón pola acción de desinfectantes de uso común nas piscifactorías terrestres, como a formalina ou o hipoclorito de sodio, á que son moi sensibles (<1ppm) as algas pardas (Vanwijik e Hutchinson, 1995).

A fluorescencia clorofílica, a composición pigmentaria ou a concentración corporal de nutrientes serven para indicar o estado de vigor das macroalgas. Con todo, o incremento de *biomasa ou cobertura de especies nitrófilas* oportunistas unido á diminución de especies sensibles son síntomas máis evidentes de eutrofia do medio receptor (Tett et al., 2007). En consecuencia, a abundancia das especies oportunistas debe ser considerada unha variable de estado prioritaria. O seguimento convencional da biomasa ou cobertura



A cobertura relativa de especies oportunistas na zona intermareal, como as ulváceas, permite cualificar o estado trófico do medio intermareal. A fotografía obtida con drons facilita a estimación da cobertura algal.

espacial das macroalgas non é unha tarefa sinxela, pero a recente aplicación de técnicas fotogramétricas en vehículos aéreos non tripulados (UAV, *Unmanned Aerial Vehicle*) pode facilitar en gran medida este tipo de medicións na franxa intermareal afectada por verteduras acuícolas. A dominancia relativa das especies nitrófilas bentónicas é unha variable de estado moi estable fronte á variabilidade espazo-temporal das medidas planctónicas.

Por outra banda, tal como se indicou no capítulo anterior, mediante a realización de bioensaios *in situ* observáronse claras relacións entre gradientes de exposición ás verteduras acuícolas e o crecemento de macroalgas oportunistas (Carballeira et al., 2010b). Por isto, pódese utilizar como alternativa ás variables de estado (biomasa ou cobertura algal) a determinación do *senal isotópico  $\delta^{15}N$  en macroalgas* por ser un bo descritor e menos oneroso, da intensidade e extensión do risco trófico e menos custoso de obter.

Resumindo, pola súa abundancia e facilidade de mostraxe, as macroalgas pódense considerar biomonitores prioritarios da calidade ambiental non só respecto ao grao trófico, senón tamén ao tóxico, por ser bos biocumuladores de contaminantes. Como xa se indicou anteriormente, os biomonitores como as macroalgas son de gran utilidade porque subministran unha imaxe integrada do grao de exposición aos contaminantes, reducindo significativamente o esforzo de mostraxe e o custo da monitorización fronte ás análises da columna de auga (Barreiro et al., 1989, 1990, 1993, 1994; Carral et al., 1995, 1996; Carballeira, 2003; Carballeira et al., 2000; 2013b; 2014; Puente et al., 1994, 1996; Real et al., 1991; Viana et al., 2010; Villares et al., 2001, 2002, 2007; Villares y Carballeira, 2006).

Entre os biomonitores presentes na intermareal rochosa de zonas batidas e representantes dos produtores secundarios nativos destacan os mexillóns pola súa abundancia, cosmopolitismo e biomasa individual. Nas áreas de influencia das piscifactorías tamén é fácil observar anemones xa que a súa abundancia está ligada ás verteduras e que tamén poden ser empregadas como biomonitores (figura 7.3). Actualmente a elevada resolución das técnicas fotogramétricas instaladas en UAV permiten vixiar a abundancia/cobertura destes produtores secundarios localizados na zona intermareal. Por outro



Zona eutrofizada próxima á vertedura.

lado, o estudo combinado de descritores de exposición, como sinais isotópicos e contaminantes bioacumulados, xunto á determinación de biomarcadores de efectos moleculares e histopatolóxicos neste tipo de organismos sésiles subministran unha información moi valiosa para diagnosticar a intensidade e extensión do grao de integridade ecolóxica nos hábitats intermareais (figura 7.15). A importancia da determinación de isótopos estable, contaminantes bioacumulados e biomarcadores na biota para a avaliación da exposición e a integridade ecolóxica, xa que se tratou amplamente no Capítulo VII.

### Variables de estado de cada tipo de hábitat

No informe do 2015 sobre a situación de partida e perspectivas da actividade acuícola na Rede Natura 2000 en España, elaborada polo grupo técnico (GT2) responsable dos aspectos Ambientais e Innovación dentro do Plan Estratégico Plurianual na Acuicultura Española en colaboración coa Funda-

ción Biodiversidade, recóllense as especies e os hábitats de interese comunitario que poden recibir o impacto das actividades acuícolas. Entre os hábitats están:

- Bancos de area cubertos permanentemente por auga mariña de pouca profundidade
- Pradarías de fanerógamas mariñas
- Esteiros
- Chairas lodosas ou areosas que non están cubertas de auga cando hai marea baixa
- Lagoas costeiras
- Arrecifes
- Estructuras submarinas causadas por gases
- Fondos de maërl
- Fondos de cascallo
- Comunidades de marismas e pasteiros salinos
- Comunidades marítimas dunares
- Comunidades de seixos
- Augas estancadas
- Áreas pantanosas
- Augas correntes

En Galicia, segundo o Decreto 88/2007, do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo Galego de Especies Ameazadas e a súa modificación (Decreto 167/2011, do 4 de agosto), polo que se actualiza o dito catálogo, entre as especies mariñas están recollidas as da táboa 8.6.

A esta lista cabería engadir os cabaliños de mar (*Hippocampus guttulatus* e *H. hippocampus*) xa que as poboacións se atopan en regresión a nivel mundial como consecuencia da degradación do hábitat, capturas accidentais, sobreexplotación e comercio indiscriminado con fins medicinais ou de-



As poboacións de cabaliños de mar atópanse en regresión como consecuencia da degradación do hábitat, capturas accidentais, sobreexplotación e comercio. Foto: I. Bárbara.



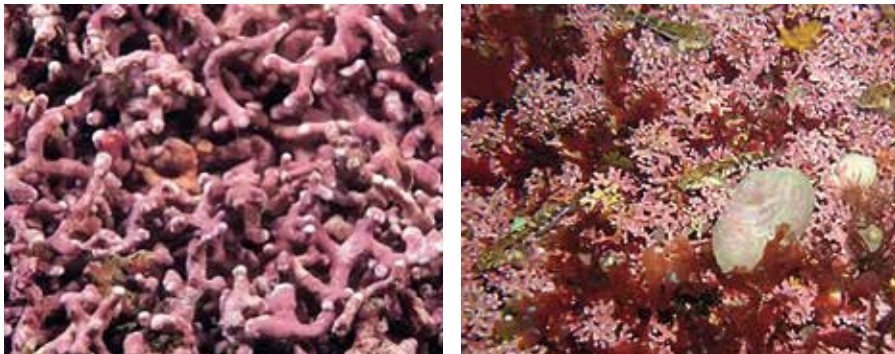
Tres algas catalogadas como vulnerables: *Ahnfeltiopsis pusilla* (Mont.) PC. Silva & DeCew, *Gloiocladia repens* (C. Agardh) Montagne et Bory, e *Solieria chordalis* (C. Agardh) J. Agardh. Foto: I. Bárbara..



Dúas algas en Perigo de Extinción: *Griffithsia opunitiodes* J. Agardh e *Petalonia zosterifolia* (Reinke) Kuntze. Foto: I. Bárbara.

corativos. Desde 2006 desenvóléronse varios proxectos financiados polo Ministerio de Educación ou a Xunta de Galicia, para o estudo das súas poboacións, e a súa alimentación foi obxecto dunha tese doutoral (Valladares, 2015). A especie *H. guttulatus* está incluída dende o 2011 na Listaxe Española de Especies Silvestres con Protección Especial (LESPRE). Tamén habería que engadir *Zostera noltii* por estar catalogada a nivel estatal como Vulnerable.

Máis adiante, na descrición de cada hábitat faise mención a especies de interese, aínda que non figuren en ningún catálogo de protección.



As algas calcáreas *Lithothamnion coraloides* e *Phymatholiton calcareum*, formadoras dos fondos de maërl, están catalogadas como especies vulnerables e son poboacións susceptibles de aproveitamento discreto. Foto: I. Bárbara.

En Galicia non se aprobou ningún Plan Xeral de Repoboación de especies protexidas no ámbito mariño, pero a Dirección Xeral de Desenvolvemento Pesqueiro liderou accións de investigación de especies que, nalgúns casos, incluíron métodos de solta e recaptura tales como: viabilidade das repoboacións de rodaballo (*Scophthalmus maximus*) e bogavante (*Homarus gammarus*); cultivo e xestión do ourizo de mar (*Paracentrotus lividus*, Lamarck, 1816); repoboación de especies marisqueiras de interese comercial; cultivo en criadeiro, pre-engorda en batea e análise da diversidade xenética da coquina (*Donax trunculus*) (OESA–Fundación Biodiversidad, 2018).

Tendo en conta que esta guía se refire estritamente ao impacto sobre os hábitats mariños e dada a localización destas granxas, polo xeral, nas costas expostas a semi-expostas, os hábitats que se deben considerar como receptores de impacto, fundamentalmente son: fondos rochosos inter e submareais, fondos de maërl e cascallo, e costas sedimentarias. Excepcionalmente, poderíase esperar algún tipo de impacto sobre o sistema peláxico ou outro tipo de hábitats especiais como pradarias de fanerógamas mariñas.

Phylum/ Clase	Código	Especie
<b>En Perigo de Extinción</b>		
Algas	1	<i>Griffithsia opunitiodes</i> J. Agardh
	2	<i>Petalonia zosterifolia</i> (Reinke) Kuntze
Moluscos	50	<i>Bolma rugosa</i> L.
	51	<i>Eastonia rugosa</i> (Helbling)
	195	<i>Charonia lampas</i> L.
<b>Vulnerables</b>		
Algas	75	<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i> (Mont.) PC. Silva & DeCew
	76	<i>Gloiocladia repens</i> (C. Agardh) N. Sánchez & Rodríguez-Prieto
	77	<i>Lithothamnion corallioides</i> (P. Crouan & H. Crouan) P. Crouan & H. Crouan
	78	<i>Phymatholiton calcareum</i> (Pallas) Adey & McKibbin
	79	<i>Solieria chordalis</i> (C. Agardh) J. Agardh
Cnidarios	138	<i>Eunicella verrucosa</i> (Pallas 1766)
Equinodermos	145	<i>Echinus esculentus</i> L.
<b>Taxóns e poboacións catalogados susceptibles de aproveitamento discreto</b>		
Algas	77	<i>Lithothamnion corallioides</i> (P. Crouan & H. Crouan) P. Crouan & H. Crouan
	78	<i>Phymatholiton calcareum</i> (Pallas) Adey & McKibbin

**Táboa 8.6.** Lista de especies mariñas incluídas no Catálogo Galego de Especies Ameazadas.

## Fondos rochosos

*Fondos rochosos intermareais.* - Se as granxas se localizan nas partes medias e internas das rías, o ecosistema intermareal receptor das descargas está dominado principalmente por *cinturas de grandes algas pardas perennes* da orde fucais, sendo as principais especies formadoras de hábitat *Fucus guiryi*, *F. vesiculosus*, *F. serratus* e *Bifurcaria bifurcata*. É importante destacar que nestas costas tamén é abundante outra fucal, *Himantothalia*.



De arriba abaixo e de esquerda a dereita: *Fucus guiry*, *Chondrus crispus*, *Laminaria ochroleuca* e *Gelidium corneum*. Foto: J. Cremades e I. Bárbara.

*lia elongata*, especie bienal de estratexia oportunista, gran produtividade e crecente valor comercial como alga alimentaria. Tamén é frecuente observar *formacións cespitosas de algas vermellas* (*Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus* spp., *Corallina caespitosa*). Se as granxas se localizan nas partes máis externas de rías e costa aberta, sometidas a un forte hidrodinamismo, atopamos nos seus niveis medios e inferiores densas cinturas de *carraxenófitos* formadas por especies de algas vermellas da orde xigartinal, que son importantes materias primas para a extracción de ficocoloides

(carraxenínias) nos niveis medios destaca a comunidade de *Mastocarpus stellatus* e nos inferiores a de *Chondrus crispus* ou *Gigartina pistillata*. Nos niveis inferiores das costas semi-expostas, con maior sedimentación areosa, podemos atopar tamén rasas cubertas por *Bifurcaria bifurcata* e, como nas costas semiprotexidas, pode chegar a ser tamén abundante *Himanthalia elongata* (Cremades et al., 2004).

*Fondos rochosos submareais*. - Os substratos duros submareais nas costas atlánticas europeas, onde se inclúen as costas galegas, adoitan estar colonizados, en función da profundidade, exposición á ondada e tipo de substrato, por distintos bosques ou pradarias de grandes algas pardas (*bosques de laminariales*), en particular algas das ordes: Laminariales *sensu lato* (*Laminaria ochroleuca*, *L. hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Sacchorriza polyschides*, *Undaria pinnatifida*, *Chorda filum* e *Phyllariopsis* spp.), Desmarestiales (*Desmarestia ligulata* e *D. aculeata*) e Fucais (*Treptacantha baccata*, *T. usneoides*, *T. nodicaulis*, *Halidrys siliquosa* e *Sargassum muticum*).

Galicia é a rexión da Península Ibérica onde estes bosques de laminariais son máis superficiais e abundantes (Bárbara et al., 2004; Donze, 1968; Otero-Schmitt e Perez-Cirera, 2002) e, dado que as verteduras se producen en ou próximas á zona intermareal, con batimetrías reducidas, son as comunidades submareais de substratos duros que poden verse máis afectadas. Estas comunidades teñen un importante valor ecolóxico por conter un alto grao de estratificación vertical, unha gran diversidade florística e faunística, e ser un hábitat moi importante para a reprodución e recrutamento de numerosos organismos mariños. Baixo estas grandes algas pardas atópanse outras especies de algas máis pequenas, e refúxianse e alimentan a máis dun centenar de especies, entre peixes, crustáceos, moluscos e equinodermos, moitas delas explotables economicamente (v.g. nécoras, ourizos de mar) (Fernández, 2011). O declive actual destes bosques observado en toda a costa norte de España, especialmente na asturiana, atribúese á subida da temperatura da auga e á redución da taxa de renovación dos nutrientes, necesarios para a supervivencia destas algas, debido a cambios na intensidade e duración do período de afloramento de augas profundas (Lamela-Silvarrey et al., 2012).

Pola súa singularidade, ademais dos bosques de laminariais, débese prestar especial atención aos pradarias de *Gelidium corneum* (Hudson) Lamouroux que puideran verse afectados. Esta alga vermella, que é unha das principais materias primas a nivel mundial para a produción de ágar de gran calidade, un ficocoloide moi utilizado en biotecnoloxía, forma extensos pradarias submareais en zonas moi expostas, principalmente da “*rasa*” cantábrica.

*Vixilancia dos fondos rochosos.* - Como se viu, os substratos rochosos albergan comunidades moi heteroxéneas debido á diversa combinación de atributos abióticos (orientación, hidrodinamismo, profundidade, tipo de sub-



*Eunicella verrucosa* (Pallas 1766) ou gorgonia branca aparece en substratos rochosos en áreas con ondaxe e correntes moderados (entre 4 e 50 m de profundidade) e está incluída no Catálogo de Especies Protegidas como vulnerable. Foto: J. López.

trato...) que condicionan a colonización e o desenvolvemento de diferentes organismos. Dentro de cada comunidade podemos distinguir os organismos polas distintas funcións que desempeñan: os que caracterizan o hábitat (*formadores de hábitat*), os capaces de influenciar na distribución ou abundancia dos formadores do hábitat, mediante depredación ou ramoneo (*determinantes do hábitat*) e aqueles cuxa distribución e abundancia está fortemente influenciada polo estado do hábitat (*sensibles ao hábitat*) (Jones y Andrews, 1992).

A dinámica das comunidades de substratos duros depende fundamentalmente dos organismos formadores do hábitat (v.g. macroalgas, gorgonias, esponxas e briozoos), de modo que calquera proceso que poida influir sobre estes organismos soe provocar efectos ferverza sobre o resto de organismos que compoñen a comunidade. A vertedura procedente das instalacións acuícolas litorais pode afectar a este tipo de comunidades, o que supón un risco elevado de alteración dos fondos rochosos inter e submareais. Cando se estime que as comunidades de substratos duros puideran verse afectadas polos cultivos, os escorzos deben centrarse nos organismos formadores do hábitat, que dependendo da localización da comunidade (acantilado, lousas horizontais profundas, ambientes fotófilos, esciáfilos...) poden ser unhas ou outras especies, polo que haberá que identificalas e recoñecer a súa bioloxía como primeiro paso para a súa monitorización.

Pola súa ampla distribución e abundancia, así como polo seu papel ecolóxico e facilidade de mostraxe, as macroalgas son bos monitores para a vixilancia rutineira dos ecosistemas rochosos, sendo os parámetros básicos de control:

- O sinal isotópico  $\delta^{15}N$ , tal como se sinalou anteriormente, é un bo descritor do grao de exposición ás verteduras, á vez que un indicador precoz de procesos de eutrofización (figuras 7.4 e 7.13). Obtívose unha boa correlación entre  $\delta^{15}N$  e a produción primaria neta en transplantes de *Ulva* sp. expostos ás verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra en Galicia (Carballeira, 2013, Carballeira et al., 2010c). Ademais, é un parámetro independente da especie de macroalga á



que se realizou a mostraxe, o que facilita en gran medida a súa estima ao poder utilizar calquera especie presente na área de influencia (Vianna et al., 2011; Carballeira et al., 2014).

- A *abundancia de macroalgas oportunistas* é unha medida realista do estado trófico. Por esta razón, propónse a estima da cobertura relativa (% sobre a superficie intermareal dispoñible) ou da biomasa (máximo estacional, Kg/m<sup>2</sup>) das macroalgas oportunistas na franxa intermareal rochosa da área de influencia delimitada polos valores observados de  $\delta^{15}\text{N}$ . Considérase que a situación é normal, admisible e inadmisibile se a cobertura é <15, 15-30 e >30% ou se a biomasa é <1, 1-1,3 e >1,3 Kg/m<sup>2</sup>, respectivamente (Tett et al., 2007).
- A *bioacumulación de contaminantes* polas macroalgas é a primeira vía trófica de entrada de compostos tóxicos no sistema. Polo xeral, presentan unha boa capacidade de bioconcentración dos contaminantes que se relacionaron coa actividade piscícola a través de medidas da concentración tisular de antibióticos, praguicidas, metais, etc. (Carballeira, 2013; Rey-Asensio et al., 2010). As macroalgas subministran unha imaxe integrada do grao de exposición a este tipo de microcontaminantes, unha gran vantaxe se o comparamos coa variabilidade das análises de mostras de auga, pois facilita a determinación ao concentrar os contaminantes e reduce significativamente o esforzo de mostraxe. Para a interpretación dos resultados calcúlase o *Factor de Contaminación (FC)* dos contaminantes asociados ás verteduras. O FC mide o grao de bioacumulación dos contaminantes respecto ao valor de referencia ou nivel de fondo (NF) da zona de estudo. O FC para cada par “*Contaminante-Especie*”, é a relación entre a concentración corporal (CC) do contaminante e o NF correspondente ( $\text{FC} = \text{CC}/\text{NF}$ ). Se non se dispón do NF rexional, pódese utilizar a concentración media dunha ou varias estacións control situadas cerca pero fóra da área de influencia da granxa e doutros focos de contaminación potenciais. Polo xeral, considérase que a situación ambiental é: Normal se  $\text{FC} < 2$ , Dubidosa se  $2 < \text{FC} < 5$  e Inadmisibile se  $\text{FC} > 5$ .



Recolección de mostras mediante mergullado autónomo e dragado en: Illa Benencia (Ría de Arousa, 3 m de profundidade) (Esquerda), illas Cíes (Ría de Vigo, 15 m de profundidade) (Centro), Punta do Muíño (Ría de Vigo, 4 m de profundidade) (Dereita). Foto: V. Peña e I. Bárbara.

Con independencia do comentado sobre as macroalgas, se no recoñecemento do hábitat previo á monitorización se observara a presenza de algunha especie clave, rara ou protexida e ante un risco probable de alteración, sería necesario completar a vixilancia rutinaria cun plan específico e exhaustivo que contemplara a evolución dos seus parámetros de poboación, como: densidade, abundancia ou biomasa, distribución de tallas; estado fisiolóxico, grao de epifitismo...

## Fondos de maërl

Maërl é un termo xenérico de orixe francesa, utilizado para agrupar a aqueles leitos infra ou circalitorales cubertos por algas vermellas calcáreas, nodulares e de vida libre (rodolitos). Estas formacións de algas distribúense en manchas máis ou menos extensas sobre fondos detriticos-sedimentarios e caracterízanse por un crecemento moi lento e por estar adaptadas a unhas condicións de luz, temperatura, hidrodinamismo, sedimentación e dispoñibilidade de nutrientes moi particulares (Wilson et al., 2004). Os fondos de maërl forman unha trama estrutural complex, algas calcáreas vivas xunto con esqueletos calcarios mortos, a modo de bosque a pequena escala, de forma que proporciona unha gran variedade de nichos ecolóxicos que serven para o desenvolvemento dunha importante e diversa comunidade de algas, invertebrados e peixes, algúns deles son de interese comercial ou exclusivos deste tipo de fondos. A súa elevada diversidade biolóxica, complexidade estrutural, crecemento lento e sensibilidade ás condicións ambien-

tais supuxo que os fondos de maërl fosen catalogados como de protección prioritaria. As especies galegas formadoras do hábitat máis destacadas son *Phymatolithon calcareum* e *Lithothamnion coralloides* (incluídas no Anexo V da Directiva Hábitat), aínda que dependendo da hidrodinámica do fondo, poden ser máis abundantes outras especies dos xéneros *Peyssonnelia* spp. ou *Lithophyllum* spp. (Aguado-Giménez e Ruiz-Fernández, 2012).

Téñense realizado numerosos traballos sobre os fondos de maërl na costa galega, destacan os realizado polo Grupo de Investigación en Bioloxía Costeira (BioCost-UDC) (Peña e Bárbara, 2007; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b; Carro et al. 2014; Peña et al. 2014; 2015a), xa que supoñen un exhaustivo e meritorio estudo ficolóxico dos fondos de maërl e cascallo. Despois de realizar un considerable número de mostraxes ao longo das nosas costas, localizan 111 bancos de maërl que se sitúan a menos de 47 m de profundidade e ocupan unha superficie estimada de 21,78 km<sup>2</sup>. Comparadas coas das rexións setentrionais do Atlántico europeo, as manchas son máis reducidas, pero atópanse nun rango de profundidades máis amplo. A localización e características dos fondos galegos aparecen detalladas en Peña (2010). De forma resumida, os fondos de maërl de Galicia están compostos por depósitos puros de coralináceas ou mixtos con cascallo, seixos, area e, ocasionalmente, con sedimento fino. As principais especies formadoras de hábitat son *Phymatolithon calcareum*, *P. lusitanicum* e *Lithothamnion coralloides*, que adoitan aparecer xuntas. Os espécimes de *Mesophyllum sphaericum*, que alcanzan os 10 cm de diámetro, especie descrita de Galicia e con distribución tamén no Mediterráneo, só se atoparon nun banco de maërl superficial na Illa Benencia (Ría de Arousa); ata o momento é a única poboación coñecida no Atlántico, polo que debería considerarse a súa inclusión en plans de conservación (Peña et al., 2011; 2015b). Asociadas aos fondos de maërl e cascallo atoparon en total 227 especies de algas, 133 especies foron comúns a fondos de maërl e cascallo, 89 e 7 exclusivamente en fondos de maërl e cascallo, respectivamente. Soamente a riqueza ficolóxica, sen ter en conta a fauna asociada, danos unha idea clara da elevada diversidade específica destes hábitats. *Galicia está considerada como a rexión de maior diversidade florística deste tipo de hábitats de todo o atlántico europeo.* A diversidade florística varía segundo a estación, sendo máxima no verán (115 especies) e mínima no inverno (95 especies) e, ademais, no verán rexístrase

a maior porcentaxe de cobertura. Esta variabilidade florística estacional é un aspecto importante a ter en conta nos plans de vixilancia.

Afortunadamente, o impacto das piscifactorías mariñas sobre estes fondos sinalouse en poucas ocasións (Aguado-Giménez e Ruiz-Fernández, 2012; Hall-Spencer et al., 2006; Sanz-Lázaro et al., 2011; Wilson et al., 2004), porque non se deron moitos casos nos que as instalacións de cultivo en gaiola se localizaran directamente sobre eles. Con todo, púidose constatar que a hipersedimentación de materia orgánica e a anoxia-toxicidade consecuentes



Exemplar de *Mesophyllum sphaericum*. A única poboación galega coñecida localízase no banco de maërl somero en Illa Benencia (Ría de Arousa), polo que debería ser considerada especie *amenazada en risco de extinción*. Foto: V. Peña e I. Barbara.

conducen a unha regresión progresiva destes fondos. A propia trama que forman os talos de algas actúa como trampa para reter o material particulado que sedimenta sobre eles, dificultando as posibilidades de resuspensión e transporte. Así mesmo, o resto da comunidade tamén experimenta importantes alteracións ao verse limitadas as capacidades filtradoras, suspensoras, etc., como consecuencia do aumento de materiais en suspensión e da deterioración das condicións xeoquímicas dos sedimentos subxacentes. Peña (2010) compara os seus datos cos rexistrados 20 anos antes e observa unha clara alteración dos fondos de maërl en Galicia, fundamentalmente os localizados nas proximidades ou dentro dos polígonos de acuicultura, dominados por bateas de mexillón. Debido ao efecto negativo da biodeposición e a carga de sedimento fino procedente das bateas, nas áreas impactadas observouse un declive da cobertura e o cociente de maërl vivo/morto, unha redución do tamaño do banco e un incremento do morfotipo esferoidal. Así mesma forma, a flora asociada diminuíu de tal forma que a maioría das especies características dos fondos de maërl galegos están ausentes, excepto *Gelidiella calcicola*, *Gelidium maggsiae* e *Symphyclocladia parasítica*, que foron capaces de persistir nos puntos máis impactados. Xunto á acuicultura, considera que actividades de marisqueo (como a extracción de moluscos bivalvos), a invasión por especies alóctonas e a alteración da dinámica litoral poderían afectar aos bancos de maërl. O estado de conservación destes hábitats nas nosas costas pódese resumir en función do cociente de maërl vivo/morto, que aproximadamente o 41, 40 e 19 % dos fondos presentan un cociente >75, 25-50 e <25 %, respectivamente.

Un PVA dos fondos de maërl debería ter en consideración, ademais do cociente de maërl vivo/morto, outros parámetros como: extensión, densidade ou cobertura de maërl, espesor máximo da capa viva de maërl ou o tamaño medio das especies formadoras do mesmo. Unha vixilancia máis intensa debería incluír o estudo da fauna asociada, particularmente da infauna. Debido a que a identificación taxonómica tan só das algas que aparecen neste tipo de fondos é unha tarefa altamente especializada, os estudos de composición e estrutura de comunidades florísticas e faunísticas pola súa complexidade, esforzo e custo, habitualmente quedan fóra dun seguimento rutineiro e só se implementarían en casos de fondos con especial relevancia. Aínda



Mariscando navalliña ou cadelucha (*Donax trunculus*) en O Vicedo. Tomado de La Voz de Galicia.

que un PVA rutineiro debería contemplar como mínimo o seguimento do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  como descriptor do grao de exposición aos refugallos, a extensión do fondo e a relación entre o peso de maërl vivo e morto (*biomasa / tanatomasa* por unidade de superficie). A obtención de resultados incertos implicaría aumentar a periodicidade da vixilancia ou incluír parámetros como a densidade ou cobertura de maërl, o espesor máximo da súa capa viva ou o tamaño das súas especies formadoras.

## Costas sedimentarias

As praias presentan un crecente interese dende o punto de vista biolóxico e económico. Estes ecosistemas utilízanse como áreas recreacionais, ao ser importantes focos de atracción turística, pero ademais desenvólvense numerosas actividades comerciais, como a extracción de moluscos bivalvos de especial importancia económica en Galicia.

As costas sedimentarias inclúen unha gran variedade de hábitats, dependentes da marea e da profundidade, tipo de sedimento e exposición á ondada: costas inter e submareais; costas sedimentarias compostas de area, lama ou grava; e praias expostas ou protexidas. As costas intermareais sedimentarias caracterízanse por ser a fronteira entre o medio mariño e o terrestre. Isto reflíc-

tese claramente nas súas dúas comunidades de macrofauna, unha puramente mariña e outra semiterrestre, que vive no límite superior das mareas (McLachlan y Jaramillo, 1995). A comunidade semiterrestre, malia posuír un ciclo de vida tipicamente terrestre, ten unha dependencia directa do mar que aporta alimento, abrigo e humidade. Esta zona de transición, entre o hábitat mariño e o terrestre, é especialmente sensible, porque a macrofauna semiterrestre non se dispersa a través da auga e a súa recolonización é difícil cando esta comunidade se ve afectada por calquera tipo de alteración. Ademais, esta comunidade serve de alimento a numerosas especies de aves que viven nestes ecosistemas. As zonas inferiores das praias caracterízanse pola presenza de numerosas especies de macrofauna mariña pertencentes aos grupos de poliquetos, crustáceos e fundamentalmente moluscos (McLachlan, 1983; McLachlan y Brown, 2010). Dentro destas especies típicas das costas sedimentarias inter e submareais pouco profundas, en Galicia atópanse especies de alto valor comercial, como os moluscos bivalvos das familias *Veneridae* e *Cardiidae* en praias protexidas, e da familia *Donacidae* en praias expostas.

Por todo isto, a vixilancia ambiental nestes ecosistemas deberá centrarse na calidade fisicoquímica do medio (cheiros, refugallo...) e nas características poboacionais (v.g. densidade, distribución de tallas...) das especies protexidas ou comerciais.

### Pradarías de fanerógamas mariñas

As pradarías de fanerógamas mariñas, dominadas por *Cymodocea nodosa* ou *Posidonia oceánica*, atópanse protexidas por lexislacións comunitarias ou estatais. En Galicia soamente atopamos pradarías de *Zostera spp* (cebadais) que se localizan en batimetrías superiores, sendo 3-4 m o límite inferior das pradarías de *Zostera marina* L. *Sp.* (1753), mentres que *Zostera noltii* Hornem. in Oeder (1832) é intermareal (Cacabelos et al., 2015a; 2015b). Pola súa situación batimétrica, os cebadais pódense alterar facilmente polas verteduras das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral: Porén, o risco de perturbación é moi baixo, dado que este tipo de granxas se instalan habitualmente en costas semi ou expostas, que polo xeral están moi lonxe das zonas protexidas ou estuáricas, onde se localizan os cebadais.

O impacto das pradarías mariñas depende do tipo, intensidade e frecuencia da perturbación e a súa relación coa capacidade de recolonización e recuperación despois da fragmentación. Por exemplo, a zona impactada pola hipersedimentación dun prado de *Zostera marina*, debido á extracción de moluscos nas súas proximidades, mostrou unha densidade de brotes e biomasa total significativamente menor que a zona non impactada. Catro meses despois do cesamento da actividade extractiva os valores de biomasa e densidade de *Z. marina* alcanzaron valores similares aos medidos no sitio non impactado, aínda que outras propiedades poboacionais (v.g. patróns reprodutivos) permaneceron alteradas (Barañano et al., 2017). Cullain et al. (2018) monitoraron o impacto de granxas de salmón sobre as pradarías de *Z. marina* da costa atlántica canadense tendo en conta o tempo de exposición e os diferentes niveis de resposta, desde fisiolóxica ata comunitaria. Dos parámetros estudados recomendan o grao de enriquecemento orgánico e de nutrientes, a abundancia de epifitos, a perda de cobertura e biomasa da pradería e a redución da biomasa da macroinfauna asociada como variables de vixilancia.

Os estudos sobre a influencia dos cultivos mariños sobre os pradarías de fanerógamas céntranse en *P. oceanica* (Delgado et al., 1997; Holmer et al., 2008; Ruiz et al., 2001) e refírense a granxas de cultivo en gaiolas no mar Mediterráneo. Con todo, aínda que a magnitude da resposta pode variar entre especies, as causas principais que conducen á súa degradación son as mesmas (atenuación da luz incidente, hipersedimentación, epifitismo e presión por herbívoros) e os efectos netos orixinados, como a diminución do tamaño e da densidade dos feixes, supoñen unha perda progresiva da extensión dos pradarías.

Os isótopos estables de N e C utilizáronse como indicadores de impacto antrópico sobre os pradarías de fanerógamas, debidos fundamentalmente a verteduras de orixe urbana ou de granxas piscícolas (Lepoint et al., 2004; Fourqurean et al., 1997; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008). Mediante o sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$ , púxose de manifesto que o alcance espacial dos refugallo de tipo disolto pode ser de varios quilómetros, aínda que a esas distancias non se observaron alteracións na estrutura e dinámica da poboación do prado (Aguado-Giménez et al., 2007; Ruiz et al., 2010), pero si que se ob-

servou alteración do crecemento ata os 1000 m (Marbà et al., 2006). En todo caso, o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  da fe do grao de exposición dos pradarias aos efluentes e correlaciónase significativamente co grao de alteración observado.

Entre as variables de estado utilizadas na monitoraxe do impacto dos cultivos acuícolas sobre as pradarias de fanerógamas mariñas, as máis relevantes son a taxa de sedimentación (limiar de 1,5 g de materia orgánica  $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) (Díaz-Almela et al., 2008; Holmer et al., 2008) e os cambios netos na estrutura da poboación (densidade de feixes e cobertura da pradaria). A densidade global de feixes demostrou ser mellor indicadora da integridade ecolóxica. Agora ben, García-Marín et al. (2013) propuxeron un índice (ZoNI) enfocado a establecer a calidade ecolóxica das praderías de *Z. noltii* co obxecto de facilitar o cumprimento da Directiva Marco da auga Europea (WFD). Das diferentes métricas (cobertura, densidade, biomasa aérea e subterránea, lonxitude do feixe, contido en N e sinal  $\delta^{15}\text{N}$  en feixes) utilizadas na construción do índice ZoNI, atoparon que o sinal isotópico é o que ten maior poder discriminante.

Resumindo, para a vixilancia ambiental dos pradarias de fanerógamas utilizarase como mínimo o sinal  $\delta^{15}\text{N}$ , como descritor de exposición e a densidade global de feixes como variable de estado, porque entre ambas aportan información anticipada fronte a un potencial proceso de degradación.

É necesario sinalar que se as instalacións de acuicultura estiveran situadas nas masas de augas descritas pola táboa 45 da ORDE ARM/2656/2008 (Orde de instrución de Planificación Hidrolóxica), ademais das variables explicativas e de estado recomendadas nesta guía, deberíanse incorporar os indicadores que se describen en dita orde.

## Bibliografía

- Aguado-Giménez, F., Marín, A., Montoya, S., Marín-Guirao, L., Piedecausa, A., García-García, B. 2007. Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: Sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture* 271: 357-370.
- Aguado-Giménez, F., Ruiz-Fernández, J.M. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maërl algae community. *Marine Environmental Research* 74: 47-55.
- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. En: JACUMAR. Ed: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Barañano, C., Fernández, E., Méndez, G., Troncoso, J.S. 2017. Resilience of *Zostera marina* habitats and response of the macroinvertebrate community to physical disturbance caused by clam harvesting. *Marine Biology Research* 13(9): 955-966.
- Bárbara, I., Cremades, J., Veiga, A.J. 2004. Floristic study of a *maërl* and gravel subtidal bed in the Ría de Arousa (Galicia, Spain). *Botanica Complutensis* 28: 27-37.
- Barreiro, R., Carballeira, A., Real, C. 1989. Metales pesados en bivalvos comerciales de cinco rías gallegas. *Thalassas* 7: 15-18.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1990. Heavy metals in organisms from the Eume estuary (Galicia NW Spain). *Environmental Contamination* 3: 635-637.

- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1993. Heavy metal accumulation by *Fucus ceranoides* in small estuary in North West Spain. *Marine Environmental Research* 36: 39-61.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1994. Chromium bioavailability from polluted estuarine sediments estimated using the amphipod *Corophium*. *Environmental Contamination* 6: 178-182.
- Beiras, R. 2012. Determinación da demanda biolóxica de osíxeno a 5 días. Método para mostras non diluídas. Universidad de Vigo, ECIMAT, pp. 7.
- Bellas, J., Paredes, E. 2011. Advances in the cryopreservation of sea-urchin embryos: Potential application in marine water quality assessment. *Cryobiology* 62: 174–180
- Cabaço, S., Machas, R., Vieira, V., Santos, R. 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 1-13.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J. Sánchez, J. Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J., Bárbara, I. 2015a. Praderas de angiospermas marinas: Galicia. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 488-529.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Bárbara, I., García, V., Cremades, J., Garmendia, J.M., Puente, A., Recio, M., Ondiviela, B. 2015b. Las praderas marinas de España: una visión general. Cuadro temático 1. La biodiversidad de las praderas españolas, Atlántico norte. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 87-91.
- Carballeira, A., Carral, E., Puente, X., Villares, R. 2000. Regional-scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (Northwest Spain). *Journal of the Environment and Pollution* 13(1-6): 534-572.
- Carballeira, A. 2003. Considerations in the design of a monitoring program of the biological effects of the Prestige oil spill. *Marine Science* 29(1): 123-139.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010b. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos con embriones de erizo. Ed: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. En: XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 177–184.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos in situ de fertilidad. Ed: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. En: XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. USC, O Grove, pp. 181–189.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2011c. Optimization of fertilization and larval development toxicity tests using two marine sea urchin species: Study of salinity influence. *Marine Environmental Research* 72(4):196–203.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.

- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012c. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with land-based marine fish-farms: the sea-urching embryo bioassay with *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 63: 249–261.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2012d. Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment: Application to marine pisciculture effluents. Marine Environmental Research 77: 12-22.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b. D15N values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. Journal of Applied Phycology 25(1): 97–107.
- Carballeira, A., Viana, I.G., De Orte, M., Carballeira, C. 2013c. Toxicity Evaluation of Commonly Used Biocides in Land Based Marine Fish Farms Using a Miniaturized Bioluminescence Test with *Vibrio fischeri*. Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture. Gran Canaria.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in  $^{15}\text{N}$  values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. Environmental Science and Pollution Research 25: 12739–12748.
- Carral, E., Puente, X., Villares, R., Carballeira, A. 1995. Background heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (NW Spain) as determined by modal analysis. The Science of the Total Environment 172: 175-188.
- Carral, E., Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 1996. Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (North west Spain). Marine Pollution Bulletin 30 (9): 604-608.
- Cullain, N., McIver, R., Schmidt, A., Milewskiand, I., Lotze, H. 2018. Potential impacts of finfish aquaculture on eelgrass (*Zostera marina*) beds and possible monitoring metrics for management: a case study in Atlantic Canada. PeerJ 6: e5630.
- Cremades, J., Bárbara, I., Veiga, A.J. 2004. Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian Peninsula). Thalassas 20:69-80.
- Costan, G. Bermingham, N., Blaise, C. Ferard, J.F. 1993. Potential ecotoxic effects probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. Environmental Toxicology and Water Quality 8(2): 115-140.
- Cremades, J., Bárbara, I., Veiga, A.J. 2004. Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian peninsula). Thalassas 20:69-80.
- Carro, B., López, L., Peña, V., Bárbara, I., Barreiro, R. 2014. DNA barcoding allows the accurate assessment of European maerl diversity: a Proof-of-Concept study. Phytotaxa 190(1): 176-189.
- Delgado, O., Grau, G., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M., Ballesteros, E. 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, western Mediterranean). Oceanologica Acta 20: 557-563.

- De Orte, M.R., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with marine land-based fish farms: The use of miniscale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554–563.
- De Wilde, B., Mortier, N., Verstichel, S., Briassoulis, D., Babou, M., Mistriotis, A., Hiskakis, M. 2013. Knowledge Based Bio-based Products' Pre-Standardization (KBBPPS). Work Package 6: Biodegradability Deliverable 6.1: Report on current relevant biodegradation and ecotoxicity standards. Ghent, pp. 181.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., Duarte, C.M. 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1332-1342.
- Donze, M. 1968. The Algal Vegetation of the Ría de Arosa (NW. Spain). *Blumea* 16: 159-192.
- Fernández, C. 2011. The retreat of large brown seaweeds on the north coast of Spain. En: The case of *Saccorhiza polyschides*. *European Journal of Phycology* 46(4): 352-360.
- Franklin, N.M., Stauber, J.L., Apte, S.C., Lim, R.P. 2002. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(4):742-751.
- Fourqurean, J., Moore, T., Fry, B., Hollibaugh, J. 1997. Spatial and temporal variation in C: N: P ratios,  $\delta^{15}\text{N}$ , and  $\delta^{13}\text{C}$  of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 157: 147–157.
- García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, S.J., Santos, R. 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 68: 46-54.
- Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Gillham, K., Foggo, A., 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9.
- Hall, S.J., Raffaelli, D., Turrell, W.R. 1990. Predator-caging experiments in marine systems a reexamination of their value. *American Naturalist* 136, 657-672.
- Hermosilla, Z. 2005. Diferencias espaciales y estacionales en el contenido de nutrientes, demanda de oxígeno y potencial redox en sedimentos bajo una instalación de producción acuícola en jaulas. *Instituto Español de Oceanografía* 21 (1-4):29-35.
- Hill, A.B. 1965. The environment and disease: association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 58: 295-300.
- Hirrmann, D., Loibner, A.P., Braun, R., Szolar, O.H. 2007. Applicability of the bioluminescence inhibition test in the 96-well microplate format for PAH-solutions and elutriates of PAH-contaminated soils. *Chemosphere* 67: 1236-1242.
- Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, I., Marbà, N., Mirto, S., Pérez, M., Pusceddu, A., Tsapakis, M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1618-1629.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S., Barrón, C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 36: 227-237.



- Jones, G.P., Andrews, N.L. 1992. Temperate reefs and the scope of seascape ecology. 2<sup>nd</sup> Temperate Reef Symposium, Auckland, pp. 63-76.
- Karakassis, I., Tzapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.N., Plaiti, W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 57: 1462-1471.
- Kováts, N., Szalay, T., Kiss, I., Kárpáti, Á., Paulovits, G. 2002. Assessment of degradability in whole effluent toxicity testing using bioluminescent bacteria. Hungarian Journal of Industrial Chemistry 30(4): 271-274.
- Lamela-Silvarrey, C., Fernández, C., Anadón, R., Arrontes, J. 2012. Fucoid assemblages on the north coast of Spain. En: past and present (1977-2007). Botanica Marina 55: 199-207.
- Lepoint, G., Dauby, P., Gobert, S. 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. Marine Pollution Bulletin 49: 887-891.
- Limatola, N., Bertocci, I., Chun, J.T., Musco, L., Munari, M., Caramiello, D., Danovaro, R., Santella, L. 2020. Oxygen supersaturation mitigates the impact of the regime of contaminated sediment reworking on sea urchin fertilization process. Marine Environmental Research 158: 104951.
- Machás, R. 2007. Isotopic tracking of sources in coastal systems: special emphasis to *Zostera noltii* (Horneman) food web. Universidade do Algarve, pp. 130.
- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M. 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. Estuarine, Coastal and Shelf Science 67: 475-483.
- McLachlan, A. 1983. Sandy beach ecology — A review. En: McLachlan, A., Erasmus, T. (Eds.) Sandy beaches as ecosystems. Springer Netherlands, pp. 321-380.
- McLachlan, A., Brown, A.C. 2010. The ecology of sandy shores. 2<sup>a</sup> ed. Elsevier Science, San Diego, pp. 572.
- McLachlan, A., Jaramillo, E. 1995. Zonation on sandy beaches. Oceanography and Marine Biology: Annual Review of Biochemistry 33: 305-335.
- Nordvarg, L., Johansson, T. 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. Aquacultural Engineering 25: 253-279.
- OECD. 1992. Test No. 306: Biodegradability in Seawater. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, pp. 27.
- OECD. 2011. Guidelines for the testing of chemicals. Section 2: Effects on biotic systems test N° 201: Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, pp. 25.
- OESA - Fundación Biodiversidad. 2018. Caracterización de la cría en cautividad y repoblación de especies de interés a través de la acuicultura. Fundación Biodiversidad, Madrid, pp. 60.
- Otero-Schmitt, J., Pérez-Cirera, J.L. 2002. Infralittoral benthic biocenoses from northern Ría de Muros, Atlantic coast of northwest Spain. Botánica Marina 45: 93-122.
- Painting, S.J., Devlin, M.J., Rogers, S.I., Mills, D.K., Parker, E.R., Rees, H.L. 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. Marine Pollution Bulletin 50(12): 1569-84.

- Peña, V. 2010. Estudio biológico de los fondos de maërl y cascajo en el noroeste de la Península Ibérica. Universidade da Coruña, pp. 626.
- Peña, V., Bárbara, I. 2007. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. Nova Acta Científica Compostelana (Biología) 15: 7-25.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008a. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). Botánica Marina 51: 493-505.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008b. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18: 339-366.
- Peña, V., Bárbara, I. 2009. Distribution of the Galician maërl beds and their shape classes (Atlantic Iberian Peninsula): proposal of areas in future conservation actions. Cahiers de Biologie Marine 50: 353-368.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010a. New records of crustose seaweeds associated with subtidal maërl beds and gravel bottoms in Galicia (NW Spain). Botánica Marina 53: 41-61.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010b. Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. European Journal of Phycology 45: 327-342.
- Peña, V., Adey, W.H., Riosmena-Rodríguez, R., Jung, M.Y., Afonso-Carrillo, J., Choi, H.G., Bárbara, I. 2011. *Mesophyllum sphaericum* sp. nov. (Corallinales, Rhodophyta): a new *maërl-forming* species from the NE Atlantic Journal of Phycology 47 (4): 911-927.
- Peña, V., Bárbara, I., Grall, J., Maggs, C.A., Hall-Spencer, J.M. 2014. The diversity of seaweeds on maerl in NE Atlantic. Marine Biodiversity 4: 533-51.
- Peña, V., Pardo, C., López, L., Carro, B., Hernández-Kantun, J.J., Adey, W.H., Bárbara, I., Barreiro, R., Le Gall, L. 2015a. *Phymatolithon lusitanicum* sp. nov. (Hapalidiales, Rhodophyta): the third most abundant maerl-forming species in the Atlantic Iberian Peninsula. Cryptogamie, Algologie 36: 429-59.
- Peña, V., Clerck, O. De, Bárbara, I., Barreiro, R., Afonso-Carrillo, J., Ballesteros, E., Le Gall, L. 2015b. An integrative systematic approach to species diversity and distribution in the genus *Mesophyllum* (Corallinales, Rhodophyta) in Atlantic and Mediterranean Europe. European Journal of Phycology 50 (1): 20-36.
- Pettine, M., Casentini, B., Fazi, S., Giovanardi, F., Pagnotta, R. 2007. A revisit of TRIX for trophic status assessment in the light of the European water framework directive: application to Italian coastal waters. Marine Pollution Bulletin 54: 1413-1426.
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo Valverde, J., Hernández Llorente, M.D., García-García, B. 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short-term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. Aquaculture Research 43: 66-74.
- Puente, X., Carral, E., Villares, R., Carballeira, A. 1994. Heavy metal bioavailability to deposit *Scrobicularia plana* and *Nereis diversicolor* from estuarine sediments in Galicia (NW Spain). Environmental Contamination 6: 253-256.
- Puente, X., Villares, R., Carral, E., Carballeira, A. 1996. Macroalgal proliferation (*Ulva Bloom*) along pattern of eutrophication in coastal areas of Galicia (NW Spain). Actas Interceltic Colloquium on Hydrology and water management (Brittany), Rennes, pp. 81-82.

- Real, C., Barreiro, R., Carballeira, A. 1991. Heavy metal bioindicator ability of *Fucus ceranoides* in NW Spain estuaries (Vertical position and Tissue age). Ed: Farmer, J.G. En: Heavy Metals in the Environment 9 (2): 195-198..
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, Ed: Rey-Méndez M., Fernández Casal J., Guerra A. En: XIII Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 201-218.
- Ruiz, J.M., Marco-Méndez, C., Sanchez-Lizaso, J.L. 2010. Remote influence of offshore fish farm waste on Mediterranean seagrass meadows. Marine Environment Research 3: 118-126.
- Ruiz, J.M., Pérez, M., Romero, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth, and photosynthesis. Marine Pollution Bulletin 42: 749-760.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Navarrete-Mier, F., Marín, A. 2011. Effects of wild fish and motile epibenthic invertebrates on the benthos below an open water fish farm. Estuarine, Coastal and Shelf Science 71: 22-30.
- Soto, W., Gutierrez, J., Remmenga, M.D., Nishiguchi, M.K. 2009. Salinity and temperature effects on physiological responses of *Vibrio fischeri* from diverse ecological niches. Microbial Ecology 57(1): 140-50.
- Tett, P., Gowen, R., Mills, D., Fernandes, T., Gilpin, L., Huxham, M., Kennington, K., Read, P., Service, M., Wilkinson, M., Malcolm, S. 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. Marine Pollution Bulletin 55: 282-297.
- UNEP. 2005. MED POL Eutrophication Monitoring Strategy: update report and proposal for new indicators. 3<sup>rd</sup> Review Meeting of MED POL-Phase III Monitoring Activities, Palermo, pp. 23.
- Valladares, S. 2015. Utilización de isótopos estables para el estudio de la alimentación del caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*): implicaciones ecológicas y de cultivo. Tesis doctoral Universidad de VIGO.
- Vanwijk, D.J., Hutchinson, T.H. 1995. The Ecotoxicity of Chlorate to Aquatic Organisms: A Critical Review Original Research Article. Ecotoxicology and Environmental Safety 32(3): 244-253.
- Viana, I.G., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Real, C., Villares, R., Carballeira, A. 2010. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. Water Research 44: 1713-1724.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2011. Measurement of  $\delta^{15}\text{N}$  in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. Ecological Indicators 11: 888-895.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2001. *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. Hydrobiologia 462: 221-232.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. Environmental Pollution 119: 79-90.
- Villares, R., Real, C., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2007. Use of an environmental specimen bank for evaluating the impact of the Prestige oil spill on the levels of trace elements in two species of *Fucus* on the coast of Galicia (NW Spain). Science of the Total Environment 374:379-387.
- Villares, R., Carballeira, A. 2006. Trophic categorization in the Rias Baixas (NW Spain): nutrients in water and in macroalgae. Scientia Marina 70(1): 89-97.

Volleinweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity, and generalized water quality index. *Environmetrics* 9: 329–357.

Wangensteen, O. 2013. Biología y filogeografía del erizo de mar negro *Arbacia lixula* (Echinoidea: Arbacioida). Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 315.

Wilson, S., Blake, C., Berges, J.A., Maggs, C.A. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120: 279-289.

Yucel-Gier, G., Pazi, I., Kucuksezgin, F., Kocak, F. 2011. The composite trophic status index (TRIX) as a potential tool for the regulation of Turkish marine aquaculture as applied to the eastern Aegean coast (Izmir Bay). *Journal of Applied Ichthyology* 27: 39–45.

# IX. Diseño experimental e criterios de calidade ambiental

Fabricación de cámaras de incubación con metacrilato. Foto: C. Carballeira



“ Un ecosistema saudable é aquel que funciona ben, é dicir, debe presentar capacidade de autorregulación e manter un grao aceptable de inercia e resiliencia fronte ás perturbacións. Para iso deberá conservar os seus parámetros característicos dentro do rango dos niveis de referencia ou de normalidade.”

## Deseño experimental

### Xustificación do deseño proposto

O deseño experimental dun PVA adecuado ás granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral pódese dividir en dous apartados: *Deseño experimental para a vixilancia das verteduras* e *Deseño para a vixilancia do ecosistema receptor*. O deseño experimental para vixiar os efectos potenciais das verteduras, en función da carga emitida e a súa toxicidade intrínseca, presenta como principal dificultade a variabilidade temporal, a nivel diario e estacional. Mentres que a vixilancia do ecosistema receptor esixe un deseño moito máis complex, xa que é preciso distinguir os cambios observados no sistema debidos aos efluentes das granxas fronte aos derivados de procesos naturais. Ademais, débense considerar ditos cambios tanto a nivel espacial como temporal, dentro da variabilidade innata do ecosistema mariño, xa que as poboacións non se distribúen no espazo de forma homoxénea nin cambian de forma ordenada no tempo. A elevada heteroxeneidade espacial do medio rochoso inter e submareal das costas expostas dificulta aínda máis a caracterización, e en maior medida, o seguimento da composición e estrutura das comunidades que alí habitan. Tampouco sabemos se a zona impactada e a seleccionada como control funcionaban de forma semellantes antes de empezar a producirse as perturbacións. Como consecuencia, para a vixilancia do ecosistema receptor, debemos utilizar aquelas aproximacións metodolóxicas e deseños de mostraxe que permitan reducir en maior medida a variabilidade espazo-temporal deste tipo de sistemas.

A vixilancia ambiental baséase na detección de cambios nas variables seleccionadas fronte aos esperados ou ao control. Isto refírese, tanto á medida ou predición realizada con cada variable explicativa fronte ao valor de referencia correspondente, como aos cambios das variables de estado da zona impactada en comparación coa zona control. Existen deseños experimentais espazo-temporais denominados *BACI* (*Before – After Control – Impact*) baseados na realización de múltiples mostraxes antes e despois de aparecer os cambios nas zonas afectadas e o control (Underwood, 1991;

1993; 1994). Os deseños BACI presentan diferentes opcións, dispositivos ou aproximacións que permiten axustarse ás condicións reais particulares. Dos deseños BACI baseados no establecemento dunha zona de control o *Temporal con nivel de referencia* baixo condicións de impacto crónico é o que mellor se axustaría ao caso das piscifactorías, pero para a súa aplicación é necesario dispoñer dun estudo preoperacional preciso. Outro tipo de deseño BACI é o *Gradiente de perturbación*. As respostas dos sistemas biolóxicos naturais fronte a gradientes de exposición xerados por focos de contaminación aportan unha valiosa información e facilitan a interpretación dos resultados por ser auto-explicativos. É dicir, para interpretar os resultados non é necesario dispoñer de controis *stricto sensu*, é a propia resposta gradual fronte á intensidade da exposición o que informa sobre o impacto. Ambos modelos, que denominamos Zonal e Gradual, seleccionáronse para os PVA das piscifactorías mariñas instaladas en gaiolas en Galicia (Carballeira y Carballeira, 2018). Con todo, como veremos máis adiante, o modelo de gradiente de perturbación ou gradual é o que mellor se acomoda á vixilancia das granxas instaladas en terra da zona litoral e é o que se utilizará por defecto para analizar as respostas observadas tanto en organismos nativos como transplantados.

### Deseño da toma de mostras

#### *Variables explicativas*

O deseño da toma de mostras para a determinación das variables explicativas refírese á caracterización fisicoquímica e ecotóxica das verteduras.

Como xa se comentou no Capítulo I, a normativa actual céntrase en regular trimestralmente os incrementos máximos autorizados de sólidos en suspensión, nitritos, fosfatos e carbono orgánico total, verteduras ao mar en relación coas augas de entrada á granxa mariña. En canto á vixilancia do medio receptor selecciona cinco puntos de mostraxe de auga para a súa análise química cunha periodicidade anual. Temos que destacar a escasa representatividade destes controis do medio receptor ao basearse en parámetros da auga cunha elevada variabilidade espazo-temporal. En ambos casos, o con-



**Figura 9.1.** Exposición de transplantes de organismos dispostos en gradiente fronte ao efluente dunha piscifactoría mariña instalada en Lira (A Coruña).

trol aséntase soamente en análises químicas da auga e non se considera ningunha resposta biolóxica.

A caracterización fisicoquímica rutinaria das verteduras pódese mellorar facilmente, completándoa con algunhas determinacións *in situ* (temperatura, pH, osíxeno disolto, condutividade) e sobre todo *in vitro* (amonio, DBO<sub>5</sub>) posto que non supoñen un custo excesivo, axudan a explicar os

efectos biolóxicos observados e son de interese para a propia xestión da granxa. As análises de microcontaminantes non se contemplan no ámbito da aplicación rutinaria do PVA, aínda que en determinados casos e baixo sospeita pode ser conveniente estudar a presenza de algún en particular para avaliar o seu risco potencial. Como xa se comentou anteriormente, a determinación de microcontaminantes nas verteduras, polas súas baixas concentracións e variabilidade temporal, adoita ser complexa e pouco representativa do grao medio de exposición dos organismos. Por esta razón, aconséllase a súa determinación en *bioacumuladores*, que amplifican e integran o sinal químico.

As mostras utilizadas para a avaliación ecotóxica das verteduras deberán acompañarse dunha caracterización fisicoquímica o máis exhaustiva posible. Na epígrafe titulada *Mostraxe e procesado das mostras dos efluentes* recóllese o protocolo a seguir Para reducir o custo da avaliación do risco tóxico das verteduras, a súa temporalidade redúcese a nivel anual, na época máis crítica e sobre mostras compostas representativas da carga tóxica media da granxa. Se o risco tóxico observado fose significativo da administración podería esixir a súa avaliación as veces que fose necesario, así como unha análise química exhaustiva das mostras coas que se realizaron os ensaios, polo que estas deberanse conservar adecuadamente (-30°C e oscuridade) durante o tempo que especifique a administración.

### *Variables de estado*

*Escala espacial.* - O modelo zonal pretende resolver a dificultade de obter unha referencia ambiental (control) mediante o establecemento de, polo menos, dúas zonas fóra da área de influencia. Porén, isto non sempre garante *per se* a obtención dun bo control, xa que por definición, a heteroxeneidade espacial aumenta coa distancia. Soamente mediante a medida da mutabilidade no espazo (*variograma*) da variable de estado estudada se garantiría unha apropiada selección das zonas control. Ademais, comparado ao que ocorre en cultivos en mar aberto, a obtención de controis aptos para aplicar o modelo zonal pode presentar moitas dificultades na



zona litoral da nosa costa, debido á constrición espacial, a complexa distribución espacial dos hábitats e ás múltiples actividades concorrentes. Por estas complicacións, deberíase utilizar preferentemente o modelo gradual (gradiente de exposición) tanto para a toma de mostrax de organismos nativos como para a instalación de dispositivos de vixilancia (v.g. transplantes).

O modelo gradual consiste na localización de estacións mostraxe, transectos ou dispositivos de exposición (EM) a distancias crecentes a partir do foco emisor. Canto maior sexa o número de EM estudados, mellor se perfilará a intensidade, extensión e evolución da resposta do ecosistema receptor. A localización das EM a distancias crecentes pode ser a intervalos regulares ou non, sempre na dirección da corrente dominante, na zona inter ou submareal. Por exemplo na figura 9.1, os dispositivos de exposición (transplantes e superficies de colonización) situáronse aproximadamente a 50, 100, 200, 400, 700 e 1000 m do foco emisor. Nos controis realizados en diferentes granxas nunca se detectou ningún cambio significativo máis alá dos 800 m. Na figura 9.2 móstrase a modo de exemplo a disposición espacial de transectos ao longo do eixo principal da pluma da vertedura para a vixilancia visual dunha hipotética granxa mariña instalada en terra.

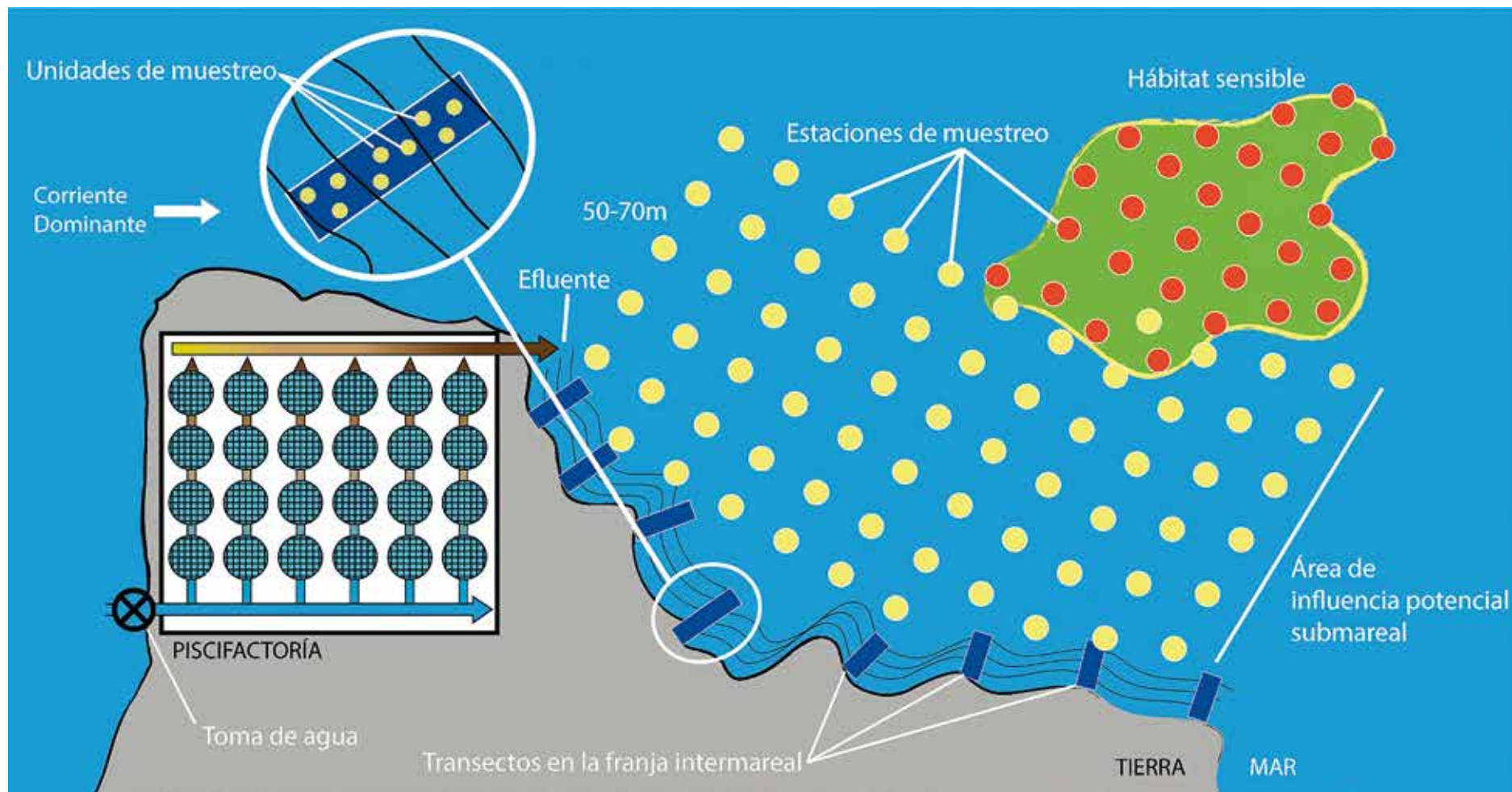
Para observar os cambios das características da auga de saída pódese tomar a mostra control directamente da entrada de auga á granxa, previo a calquera tratamento, ou na mesma zona e profundidade onde se realiza a captación. Para evitar a contaminación da auga de entrada polas verteduras da propia granxa, habitualmente a captación localízase na dirección oposta á corrente dominante respecto ao foco emisor e a certa profundidade, mentres que a vertedura se realiza en superficie (figura 9.1 e 9.3).

Determinadas circunstancias poden obrigar a reforzar a vixilancia con máis EM localizadas noutras direccións (ver o Cadro 9.1). Isto pode deberse á falta de dominancia unidireccional da corrente, á posibilidade de interacción con outros usos ou actividades (v.g. EDAR, desembocadura de regatos e ríos, verteduras industriais...) ou á presenza de hábitats sensibles próximos.



A toma de mostrax ha de realizarse de maneira minuciosa e sistemática pois diso depende a calidade dos datos obtidos. Foto: I. Barbara.

A necesidade do reforzo de mostraxe pode ser temporal ou permanente. En calquera caso, se existiran sospeitas xustificadas para reforzar o PVA, isto debería manterse ata un ano despois de que a granxa alcance a produción máxima permitida. Se ao final deste período non se detectara risco algún nas direccións secundarias, poderíase diferir o reforzo de mostraxe (v.g. cada tres anos) para reducir o custo da vixilancia a longo prazo. Tendo en conta que non existe ningún PVA válido a un custo razoable para todo tipo de situacións, cuestións como o mencionado reforzo de mostraxe ou outras, como o control de microcontaminantes en medio ou organismos, soamente se programarían cando existiran evidencias ou sospeitas fundamentadas que o xustificaran.



**Figura 9.2.** Exemplo de disposición espacial das estacións (EM) e unidades (UM) de mostraxe para a descrición do estado cero antes de iniciar a súa actividade unha hipotética granxa mariña instalada en terra da zona litoral. Malla regular de mostraxe da zona submareal e transectos transversais na intermareal. A detección dun hábitat ou poboación sensible, localizada en ou cerca da zona de influencia potencial estimada, esixe un deslinde preciso e o estudo pormenorizado do seu estado de conservación, mediante o deseño dunha rede de mostraxe adecuada ao seu tamaño.

A interpretación dos resultados do modelo gradual é autónoma, é dicir, para interpretar os resultados non se necesitan controis externos nobres de difícil localización. É a propia resposta ao longo do gradiente de exposición o que informa sobre a existencia, dirección, alcance e evolución dunha alteración do ecosistema e, en consecuencia, facilita a selección das mostras constitutivas de control. Así mesmo, a repetición temporal da análise gradual permite coñecer a velocidade e a dirección de desprazamento da zona impactada.

*Estado cero.* - Dispoñer dun estudo preciso sobre o estado cero ou preoperativo das características bioxeoquímicas da zona onde verte ou se vai instalar unha granxa supón unha gran axuda para o deseño e desenvolvemento do PVA correspondente. O estado cero é moi útil, xa que é unha referencia relevante tanto para avaliar a idoneidade do sitio seleccionado para a instalación da granxa como para a vixilancia ambiental futura. O estado cero deber caracterizarse da forma máis minuciosa posible en canto a deseño, esforzo de mostraxe e parámetros bioxeoquímicos seleccionados.

Para describir o estado cero pódense deseñar dúas redes de mostraxe, unha intermareal e outra submareal (figura 9.2). Ambas redes de mostraxe deberían incluír folgadoamente toda área que poida verse potencialmente afectada no futuro. A extensión da rede dependerá da carga, capacidade dispersiva do medio e presenza de espazos sensibles na súa proximidade. A densidade da rede de mostraxe submareal, preferiblemente de malla regular para poder realizar unha cartografía conforme, dependerá da precisión requirida e da variabilidade espacial das condicións do medio. Para conseguir unha representación espacial apropiada, a cuadrícula ou poro da malla non debería ser superior a 70 m de lado, e sería conveniente tomar como mínimo 50 puntos de mostraxe para poder realizar unha análise espacial precisa dos resultados. A rede de mostraxe da zona intermareal debería contemplar en cada intervalo de distancia (< 100m) do gradiente explorado, un transecto transversal con polo menos tres unidades de mostraxe (UM) en cada franxa (inferior, media e superior) do transecto. Ademais dos parámetros fisicoquímicos que contemple o futuro PVA, en cada UM aconsellaríase tomar medidas na poboación de determinadas especies indicadoras, comerciais ou protexidas se as houbera. Igualmente, a detec-



**Figura 9.3.** Localización da entrada e saída da auga das piscifactorías mariñas instaladas en Merexo e Quilmás (A Coruña).

ción dun hábitat ou poboación sensible, localizada en ou cerca da zona de influencia potencial estimada, esixe o seu deslinde preciso e o estudo pormenorizado do seu estado de conservación, mediante o deseño dunha subrede de mostraxe axustada ao seu tamaño e importancia ecolóxica. A caracterización precisa de poboacións e hábitats sensibles é fundamental para a súa vixilancia a longo prazo. Por iso, deberanse tomar abundantes medidas de descritores e variables de estado (v.g. densidade, características morfolóxicas, estados fisiolóxicos, concentración de contaminantes, sinais isotópicos...) co obxectivo de identificar os niveis de referencia e a súa variabilidade espacial. Unha representación gráfica da distribución das variables de estado que se poderían afectar permite no futuro coñecer a evolución, extensión e forma da zona impactada, as direccións preferentes nas que se estende a alteración (anisotropía do proceso), localizar mostras control ou modificar o deseño experimental orixinal (v.g. esforzo de

mostraxe, extensión da área que se debe vixiar). Para apreciar visualmente a distribución espacial é suficiente representar as variables con discos de diámetros proporcionais ao valor desta (gráficos de burbulla ou *bubble plots*). Estes gráficos sinxelos mostran á vez os datos e a densidade da mostraxe, o que é suficiente para estimar a cantidade de información da que se dispón (Pebesma e Bivand, 2005; Bivand et al., 2008).

Como non se pode analizar todo tipo de marcadores, están relacionados coa actividade piscícola ou con outra, tanto actual como futura, a creación dun banco de espécimes ambientais (v.g. macroalgas, moluscos...) co sobranse das mostras colleitadas durante o estudo do estado cero, podería ser moi útil á hora de diferenciar responsabilidades de perturbacións futuras (Carballeira y Aboal, 2000).

### Cadro 9.1. Deseño experimental para a vixilancia dunha granxa mariña instalada en terra da zona litoral

Tomamos como exemplo de deseño experimental a vixilancia dunha piscifactoría mariña localizada no litoral lucense (San Cibrao). A mencionada granxa verte na baía pechada polo Portiño de Morás, de dedicación pesqueira, e o Porto de Lago, de servizo exclusivo dunha fábrica de alúmina-aluminio. A circulación da auga na baía é inferior a  $0,5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$  cunha intensificación próxima á boca de ata  $11 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ . A temperatura da auga de mar na zona oscila anualmente entre os  $10$  e  $18^\circ\text{C}$  e a Salinidadee está cerca do 35 por mil. A auga salgada e fría entra polo fondo da boca da baía e sae máis doce e cálida pola superficie (*circulación bicapa positiva*). A circulación transitoria, forzada pola marea e o vento, depende en gran medida da dirección deste último, sendo o precedente do SW o que provoca maior dispersión dos sólidos en suspensión, xa que axuda na saída da auga da baía. Aínda así, o tempo de residencia medio, para un 80 % de renovación, é elevado ( $\approx 1$  mes). Este é un factor fundamental por reducir a dispersión dos efluentes e aumentar o risco de eutrofización.



Tendo en conta a circulación na baía, a mestura da auga de entrada coa de saída da granxa evítase situando o punto de captación a 21 m de profundidade (Punta Galiño), mentres que a descarga se realiza en superficie, nunha marisma. A granxa dispón dun foso de captación ( $5775 \text{ m}^3$ ), con filtros de desbaste e rexa antialgas, que se conecta por un canal co depósito de oxixenación ( $3450 \text{ m}^3$ ). O período medio de renovación da auga na granxa é de 1,25 a 1,50 veces por hora. A produción anual, que no ano 2005 era de 2205 t de adulto e  $2,2 \cdot 10^6$  alevíns de rodaballo, realízase en tanques que procuran unha lámina total de auga de 47881

m<sup>2</sup> por 0.7 m de alto. Un sifón regulador exterior encárgase de manter constante o nivel da auga dos tanques e as augas condúcense ata un *foso de decantación* de 9800 m<sup>2</sup>.

Debido ao tipo de circulación mariña, aportes de auga doce á baía, presenza de pequenos núcleos de poboación, actividades pesqueiras, etc., para a vixilancia da piscifactoría foi necesario establecer, a partir do punto de vertedura, dous gradientes ambientais que rodean a baía. Os gradientes do sinal isotópico nas macroalgas intermareais indican que a auga da piscifactoría afecta a toda a auga superficial da baía, se a comparamos co valor da estación control localizada no exterior. Os elevados valores de δ<sup>15</sup>N observados (discos vermellos) explícanse pola baixa taxa de renovación hídrica e a carga orgánica de todo tipo que recibe a baía. Tamén se corresponde coa comunidade bentónica instalada, dominada por moluscos e poliquetos, algúns en altas densidades, como o bivalvo detritívoro superficial *Thyasira flexuosa* (Montagu 1803), especie característica de sedimentos relativamente ricos en materia orgánica e tolerante á contaminación por hidrocarburos e metais pesados (Glemarec e Hill, 1981; López–Jamar e Parra, 1997; Solis-Weis, 1982), e o poliqueto *Spiochaetopterus costarum* (Claparède, 1870), indicador de sedimentos finos ricos en materia orgánica (Moreira et al., 2006).

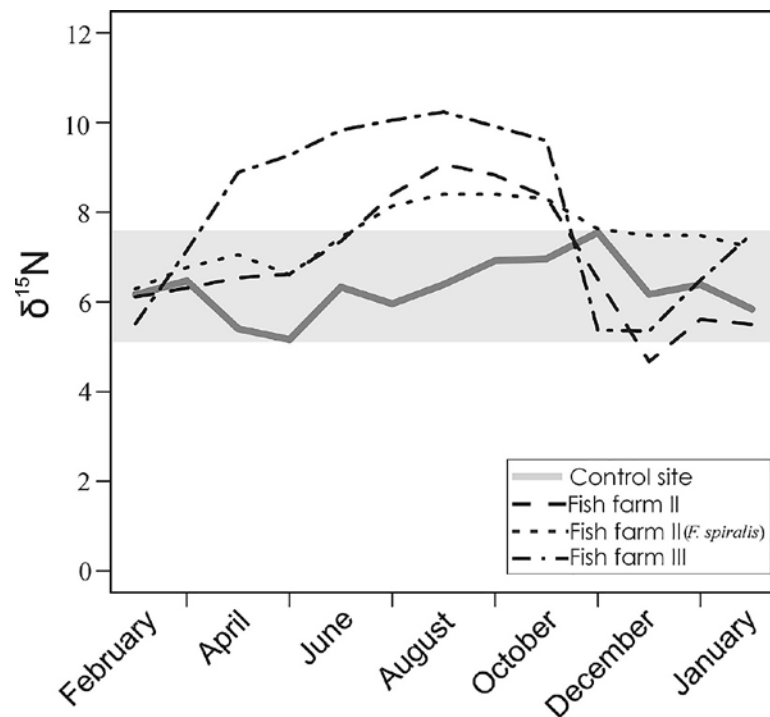
*Temporalidade.* - O número de variables de estado que se deben considerar e a frecuencia coa que se midan, reside na interacción entre a carga emitida e a capacidade asimilativa de cada un dos hábitats do ecosistema receptor. A estima da magnitude e perigo potencial da carga emitida resólvese mediante as variables explicativas implicadas na caracterización fisicoquímica e tóxica das verteduras. O problema reside en controlar a capacidade asimilativa de cada un dos hábitats, xa que como se viu no epígrafe titulado *Toxicidad versus Integridade ecolóxica (Capítulo VII)*, en moitas ocasións é moi difícil predicir a alteración da integridade ecolóxica coas variables explicativas. De aí, a fortaleza dos métodos de vixilan-

cia integrados que radica en utilizar simultaneamente múltiples liñas de evidencia. Canto maior sexa a extensión espacial da zona impactada, a duración do impacto e o número de especies ou hábitats afectados, máis relevantes serán os cambios ecolóxicos. Aínda que con fins prácticos, para focos de contaminación como as granxas acuícolas, o criterio final para a determinación da relevancia ecolóxica é a *extensión espacial das respostas biolóxicas*.

Tendo en conta todo isto utilizaranse de maneira rutinaria soamente os descritores de exposición (v.g. sinal isotópico e biomarcadores en organismos nativos; abundancia de macroalgas oportunistas) tomados a modo de gradiente ambiental na zona intermareal e nos hábitats especiais que existiran. En función dos resultados obtidos con ditos descritores e da súa evolución no tempo da administración, decidirá sobre a necesidade de realizar estudos ecolóxicos detallados (v.g. cociente biomasa/tanatomasa nos fondos de maërl; extensión de pradarías de fanerógamas; estudos de poboación; bioacumulación de microcontaminantes...).

No deseño da temporalidade da vixilancia, é preciso ter en conta o *tempo de operación* da granxa, porque desde o inicio da actividade produtiva ata que se alcanza a produción máxima autorizada, aumentará a carga emitida. Durante este período inicial é preciso estreitar a vixilancia, sobre todo onde se prognostique que se van a producir as perturbacións máis severas. En consecuencia, para aquelas instalacións que comezan a súa actividade, poderáselles esixir, xunto ás variables explicativas e de estado rutineiras, a determinación das variables de estado que interveñen nos estudos ecolóxicos detallados. Unha vez estabilizada a relación carga emitida-capacidade asimilativa, pódese redeseñar o PVA escollendo aquelas variables, mostras e períodos que mellor información subministran para cada granxa en particular.

A vixilancia ambiental debe ser continuada ata un mínimo de tres anos despois do cese da actividade, co fin de coñecer a evolución do medio en canto á súa capacidade de rehabilitación. Esta é unha axuda relevante á hora de realizar prognósticos máis axustados en futuros EIA deste tipo de actividades.



**Figura 9.4.** Variación anual do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  determinada en macroalgas recolectadas na zona control e na zona de influencia de tres piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2014).

Debido á variabilidade estacional natural das condicións do medio e das comunidades receptoras, para que os resultados do PVA se poidan comparar no tempo, deben realizarse en determinadas épocas do ano. A variación estacional do impacto está relacionada coa produción piscícola (carga) e coas características ambientais, en especial coa temperatura da auga. Nas nosas latitudes, a maior actividade fisiolóxica dáse en verán-outono, debido a que a temperatura da auga acelera o metabolismo das especies cultivadas, a capacidade de asimilación do

medio receptor é menor e, en consecuencia, o impacto pode ser máis severo. Durante o inverno, a actividade diminúe e o medio pode rehabilitarse ata alcanzar as condicións iniciais (Holmer et al., 2004; Martí et al., 2005).

A composición dos efluentes (concentración de nutrientes, demanda biolóxica de osíxeno, sólidos en suspensión...) poden variar en función da calidade do alimento, estratexia de alimentación, tempo e localización (Tello et al., 2010). Por este motivo, é fundamental centrar a vixilancia ambiental nos períodos de máxima produción ou actividade metabólica (*períodos críticos*). Na figura 9.4 pódese observar a variación anual do sinal isotópico determinada en macroalgas (*F. spiralis*) recollidas na zona de influencia de tres piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia, fronte á banda de variación da zona control (Carballeira et al., 2014). Para o conxunto das granxas, o período crítico adoita ocorrer entre agosto e outubro. Se neste momento non se aprecia impacto negativo algún, o resto do ano a situación ambiental manterase igual ou mellorará. Soamente cando os resultados foran negativos neste período, sería necesario intensificar temporalmente o seguimento.

Resumindo, para os descritores de exposición na zona intermareal e nos hábitats especiais a periodicidade mínima de seguimento será anual e durante o período crítico. Concretamente, a periodicidade mínima da vixilancia visual da zona intermareal será trimestral e a da zona submareal anual durante o período de máxima produción. Dependendo dos valores de cada variable de estado obtidos neste período e do nivel de vixilancia que se aplique á instalación, a administración poderá esixir controis máis detallados e frecuentes.

### Interpretación de resultados: Criterios de calidade ambiental

Actualmente, a vixilancia ambiental das verteduras das granxas mariñas instaladas en terra baséase unicamente na medición de parámetros físicoquímicos convencionais da auga de entrada, de saída e de diversas zonas próximas á vertedura. Con todo, para poder apreciar os efectos da

acuicultura débese afondar nas interaccións que o cultivo ten co medio e os organismos. En base aos estudos realizados en diferentes granxas galegas, desenvolveuse o protocolo de operacións prácticas e establécéronse os limiares interpretativos das variables seleccionadas, explicativas e de estados. Un obxectivo fundamental desta guía era deseñar un PVA dinámico en relación á evolución do medio, estandarizado en canto aos métodos analíticos e de obtención de mostras, e uniforme para tódalas granxas con características similares. Para completar o PVA proposto é necesario indicar os criterios de calidade ecolóxica das variables seleccionadas. Os criterios para establecer os estándares de calidade poden ser: limiares ou valores críticos, intervalos de confianza ou significación estatística. Segundo sexa o caso, para fixar niveis das variables seleccionadas que non se deben superar ou para coñecer a evolución do comportamento destas variables ao longo do tempo. Cando se dan limiares ou valores críticos, aínda que se basean en datos experimentais, son aproximacións que non se deben tomar de maneira ríxida, xa que as variables cambian ao longo dun *continuum*, de maneira que todo límite

establecido é artificial. Por iso, a avaliación ambiental global se deberá basear na *validación dunha tendencia* confirmada por diferentes variables explicativas ou de estado.

### Análise fisicoquímica das verteduras

Wang et al. (2020) revisan diferentes lexislacións internacionais sobre os Valores límite de emisión (VLE) dos parámetros máis relevantes para os efluentes da maricultura e comprobamos que os límites dalgúns parámetros poden variar entre países de maneira significativa [DBO de <6 a <100mg/l; TSS <40 a <100 mg/l; Cloro residual libre <6 a <100 µg/l; Cu <3,8 a <20 µg/l; Zn <5 a <20 µg/l; Cr <74 a <1100 µg/l ...] mentres que outros son máis concisos [ $N_{total}$  < 3mg/l,  $P_{total}$  < 0,5mg/l; Amoníaco < 2mg/l;  $N_{Nitro}$  < 1,1 mg/l; COT < 10mg/l; Hg < 0,05 µg/l]. Tamén existe unha variabilidade considerable nos estándares de calidade ambiental establecidos, mesmo para aqueles parámetros considerados claves para á calidade da auga ou dos sedimentos, de aplicación ás zonas de efectos permitidos (ZEP).

Parámetro	Criterio Augas de Galicia	Nº de datos	Mediana dos valores observados			Cualificación		
			E	S	S-E	Adecuada	Admisible	Inadmisible
pH	-	168	8.03 ± 0.03	7.73 ± 0.06	-0.30 ± 0.05	E-S < 0.30	95% casos: E-S < 0.35 5% casos: E-S < 0.40	>5% casos: E-S > 0.40 S < 7.3
SS (mg/l)	S-E < 5 Vr: 25	180	13 ± 20	13 ± 27	0.68 ± 0.87	S-E < 2.5	95% casos: S-E < 2.5 5% casos: S-E < 5	> 5% casos: S-E > 5 S > 75
$N_{NH_4}$ (mg/l)	- Vr: 1	54	2.33 ± 1.35	2.42 ± 1.56	0.12 ± 0.21	S-E < 0.12	95% casos: S-E < 0.15 5% casos: S-E < 0.55	>5% casos: S-E > 0.55 S > 4.5
$N_{total}$ (mg/l)	-	157	1.34 ± 0.17	1.78 ± 0.24	0.29 ± 0.15	S-E < 0.45	95% casos: S-E < 0.3 5% casos: S-E < 0.6	> 5% casos: S-E > 0.6 S > 4
$P_{fosfatos}$ (mg/l)	S-E < 0,2 Vr: 0,7	157	0.19 ± 0.04	0.24 ± 0.05	0.05 ± 0.01	S-E < 0.10	95% casos: S-E < 0.05 5% casos: S-E < 0.15	>5% casos: S-E > 0.15 S > 0.35

E: Auga de entrada; S: Auga de saída; S-E o E-S: Balance do parámetro; Vr: Valor de referencia para verteduras (Anexo III da Orde MAM/85/2008)

**Táboa 9.1.** Criterios de calidade fisico-química das verteduras de granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral.

Entre os parámetros fisicoquímicos da auga de entrada (E) e de saída (S), darase prioridade ao pH, o nitróxeno amoniacal e os sólidos en suspensión; secundariamente, e polo escaso custo engadido, deberíanse determinar tamén as concentracións de nitróxeno total, fósforo procedente de fosfatos, COT e DBO<sub>5</sub>.

Na táboa 9.1 recóllense os criterios de vixilancia utilizados por Augas de Galicia e a mediana dos valores procedentes dos controis rutineiros realizados en diferentes granxas de Galicia durante máis de 10 anos, para as augas de entrada e saída e para o seu balance. A continuación, propóñense os criterios para cualificar como adecuada, admisible e inadmisibile a calidade fisicoquímica das verteduras. Os criterios contemplan o balance entrada-saída, a frecuencia de superacións e os límites absolutos dos parámetros.

Aínda que non se esperan cambios significativos no medio receptor, excepto en situacións moi excepcionais, as instalacións que se atopan nas masas de auga descritas pola ORDE ARM/2656/2008 do 10 de setembro, pola que se aproba a instrución de planificación hidrolóxica, utilizaranse os criterios de calidade que se describen na mesma. Así, os valores de osíxeno disolto sempre serán superiores ao 70 % de saturación e os valores de turbidez, nunca superarán as 4 ntu, admitindo valores promedio de ata un 25 % distinto do control. Para a Salinidade e temperatura, os valores de referencia son os establecidos para cada unha das masas de auga, aínda que se admite unha desviación <15, entre 15-25 e >25 % fronte ao control, como límites de calidade moi boa, boa e moderada, respectivamente.

### **Análise toxicolóxica das verteduras**

A baixa toxicidade potencial observada das verteduras destas piscifactorías non descarta un posible risco ecolóxico debido aos efectos derivados dunha exposición crónica unido ao elevado volume de auga descargada. O mencionado risco ecolóxico é difícil de estimar por depender de numerosos factores: condicións do medio receptor, concentración, bioaccesibilidade, bioacumulación, interaccións entre compostos, etc., que actúan de diferente forma se-

gundo sexa a especie presentada. Como os efectos biolóxicos de mesturas complexas son practicamente imposibles de predicir, cantos máis bioensaios se apliquen, con maior garantía ecotoxicolóxica se avaliarán as verteduras. En xeral, a toxicidade determinada no laboratorio adoita ser maior que a acontecida en condicións de campo, o que engade unha marxe de seguridade fronte ao risco real. Isto débese a procesos de dispersión-dilución, de transformación e de adsorción. Por exemplo, comprobouse que os sólidos en suspensión desenvolven un papel fundamental no impacto tóxico das verteduras orgánicas, debido a que algúns microcontaminantes contidos nos efluentes se absorben sobre a superficie das partículas e predominantemente atópanse en fase non bioaccesible (Angerville, 2009; Gasperi et al., 2008; Li e Zuo, 2013; Tsui e Chu, 2003; Zgheib et al., 2011). Isto reduce fortemente a súa toxicidade inmediata, aínda que posteriormente poden liberarse durante os procesos de descomposición. A dilución dos compostos liberados lentamente por descomposición reduciría o seu potencial tóxico en maior ou menor medida segundo a facilidade de bioacumulación de cada composto e a capacidade dispersiva do medio. Polo xeral, as piscifactorías mariñas instaladas en terra localízanse en costas con alto hidrodinamismo, onde non se atopan sedimentos finos acumuladores, isto axuda a minimizar o baixo risco ecolóxico potencial observado.

Doutra banda, é necesario degradar as verteduras antes do seu filtrado para liberar aqueles contaminantes que se atopan asociados e non subestimar a súa toxicidade. Ademais, os bioensaios de laboratorio, sobre todo os miniaturizados, empregan verteduras previamente filtradas para evitar interferencias nas medicións.

Para avaliar o risco ecotóxico potencial das verteduras propónse aplicar, como mínimo, ás mostras compostas das verteduras recollidas durante o **período de máxima produción (agosto-outubro)** unha batería de bioensaios formada por, polo menos, tres especies test pertencentes a niveis tróficos diferentes. Nos estudos experimentais realizados antes da redacción desta guía, a batería mínima proposta consistiu en tres bioensaios: bioluminiscencia de *Vibrio fischeri*, crecemento da microalga *Isochrysis galbana* e alteración de embrións de ourizo de mar *Paracentrotus lividus*. Debemos sinalar que esta batería de ensaios pode substituírse por outra



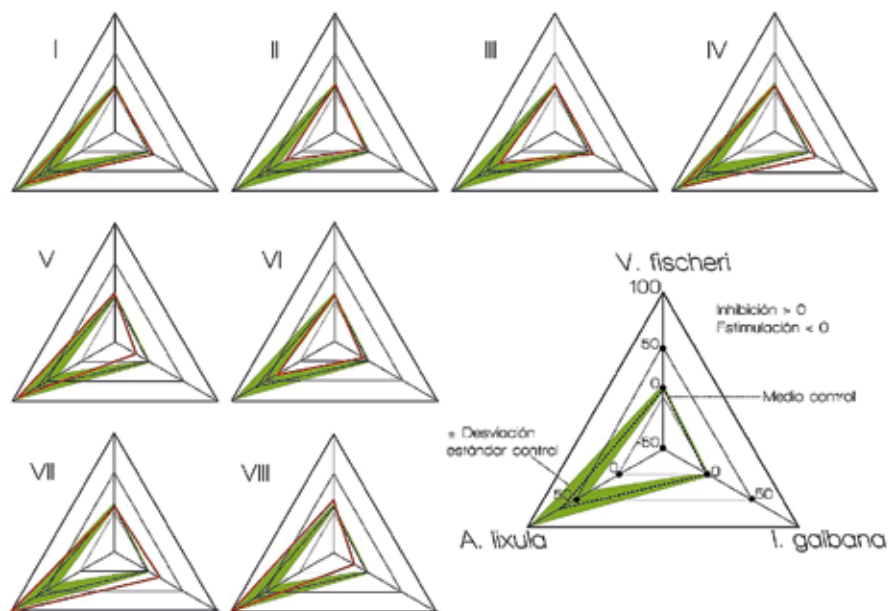


Figura 9.5. Perfís ecotoxicolóxicos das verteduras procedentes de oito piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2012b).

combinación previa xustificación da súa idoneidade, ou o que sería máis conveniente, ampliar a batería con novos ensaios. No noso caso, observouse que a dilución que mellor explica a variabilidade entre granxas e o parámetro ecotoxicolóxico máis apropiado para utilizarse nos PVA eran 1:4 v/v e  $EC_{20}$ , respectivamente (Carballeira et al., 2012b). Esbozouse unha representación gráfica dos resultados que permite interpretar facilmente a ecotoxicidade instantánea de cada vertedura en función dos resultados obtidos coa batería mínima de bioensaios (figura 9.5) (Carballeira et al., 2012b). A deformación do triángulo, respecto ao equilátero de referencia, indícanos a toxicidade e que tipo de organismos test son máis ou menos sensibles. Pero se queremos integrar todos os efectos tóxicos provocados polas verteduras, incluídas baterías con maior número de bioensaios, que

nos permita comparar os resultados entre piscifactorías ou a evolución dunha instalación no tempo, a información obtida debe resumirse nun valor numérico. Considérase que o índice PEEP (ver Capítulo VII páx. 30) é o que mellor se adecúa para o cálculo integrado da toxicidade intrínseca dos efluentes ou pegada tóxica (PT), que pode ponderarse polo caudal para obter a carga tóxica. Para o cálculo da PT utilizárase como criterio a  $CE_{20}$  obtida das curvas concentración-resposta de cada bioensaio. Debemos sinalar que o índice PEEP pode integrar un número indefinido de bioensaios, independentemente que os resultados sexan negativos (toxicidade) ou positivos (fertilidade).

O cálculo das cargas tóxicas obtense ao ponderar a pegada tóxica polo caudal medio anual dos efluentes. Como nas piscifactorías, o caudal

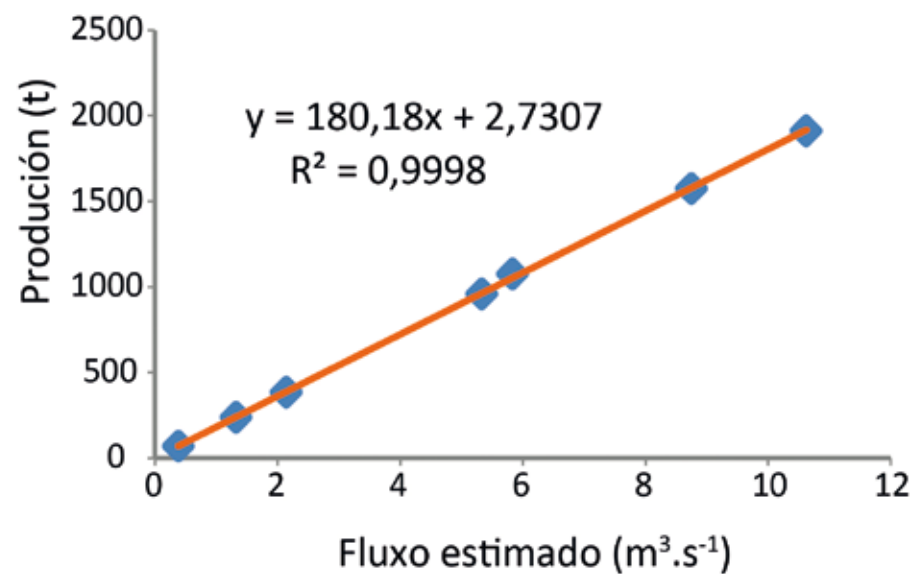


Figura 9.6. Relación entre a produción de peixes planos ( $t \cdot año^{-1}$ ) e o caudal ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ) bombeado en piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral de Galicia.

anual bombeado é proporcional á produción neta anual (figura 9.6), mentres que o caudal diario éo respecto á biomasa establecida nese momento, poderíase calcular a carga tóxica de forma alternativa ponderando o índice de toxicidade pola *produción neta anual* ou pola *biomasa establecida* o día no que se realizou a primeira mostraxe para a súa caracterización tóxica. A ponderación pola biomasa media establecida no período crítico, cando se realizan os ensaios, daríanos unha estima da carga tóxica máis fácil de obter e máis axustada a este tipo de instalacións.

Por último, no deseño do PVA, pódese optar pola necesidade de coñecer a toxicidade inmediata e a toxicidade retardada, ou soamente a retardada. Evidentemente, a primeira opción daría máis información ecotóxica, pero tamén é máis onerosa, xa que hai que duplicar os bioensaios. Polo contrario, se consideramos que o impacto máis relevante sería o crónico, entón soamente se testaría a toxicidade retardada coa mostra composta despois de sometela

a biodegradación *in vitro*, como se indicou no epígrafe: *Protocolo do método de degradación* do Capítulo VIII.

Na táboa 9.2 recóllese unha proposta de criterios de calidade ecotoxicolóxica da auga de saída das piscifactorías mariñas instaladas en terra, en base á variabilidade dos resultados obtidos nos bioensaios realizados con verteduras procedentes de diferentes granxas instaladas en Galicia. Refírese á calidade das mostras despois da súa biodegradación en condicións controladas. Para todos os ensaios, se a diferenza de toxicidade entre a auga de saída e entrada (control) é inferior ao 20 %, o risco tóxico considérase NULO. O risco é CERTO se o 5 % dos casos supera unha determinada porcentaxe para cada bioensaio (30, 35 e 25 %) e DUBIDOSO para as situacións.

A pegada tóxica é un valor medio e, por tanto, indiferente ao número e tipo de bioensaios utilizados, pero debe existir unha repartición equilibrada de especies test entre niveis tróficos. Os límites para a pegada tóxica foron establecidos en función dos valores observados (HT <22, entre 22-43 e > 43). A pegada tóxica é un parámetro que permite cualificar e comparar a calidade da auga de saída entre diferentes instalacións ou para a mesma instalación no tempo, porque o caudal bombeado é proporcional á biomasa producida. Pódese considerar que o grao de dilución é constante e as diferencias de toxicidade observadas entre granxas deberanse soamente ás distintas prácticas realizadas na xestión dos cultivos. Porén, o valor final do índice PEEP ou carga tóxica pondera a pegada tóxica polo caudal, que pode variar temporalmente de forma significativa para a mesma instalación en entre instalacións. Por tanto, a análise da carga tóxica debe contemplarse en función da capacidade de asimilación do impacto do medio, é dicir, á vista dos resultados da análise do medio receptor. É o momento de destacar a importancia que ten realizar unha selección do sitio adecuada ao tamaño da instalación.

Se os bioensaios toxicolóxicos realizados coas verteduras dunha granxa arrojan resultados que involucran un risco ecolóxico potencial CERTO, sería necesario avaliar a carga tóxica noutras épocas do ano, así como realizar estudos complementarios máis profundos do medio receptor.

Bioensaio	Risco ecolóxico potencial		
	Nulo	Dubidoso	Certo
Bioluminiscencia de <i>V. fischeri</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 30 %	> 5 % casos Inh. >30 %
Crecedemento de <i>I. galbana</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 35 %	> 5 % casos Inh. >35 %
Embrións de <i>P. lividus</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 25 %	> 5 % casos Inh. >25 %
Pegada tóxica	HT < 22	95 % casos HT < 22 5% casos HT < 43	> 5 % casos HT > 43

**Táboa 9.2.** Criterios de calidade ecotoxicolóxica da auga de saída das piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral. [Inh. = Inhibición (%) respecto ao control para EC<sub>20</sub> e unha dilución 1:4 da vertedura con auga de mar artificial].

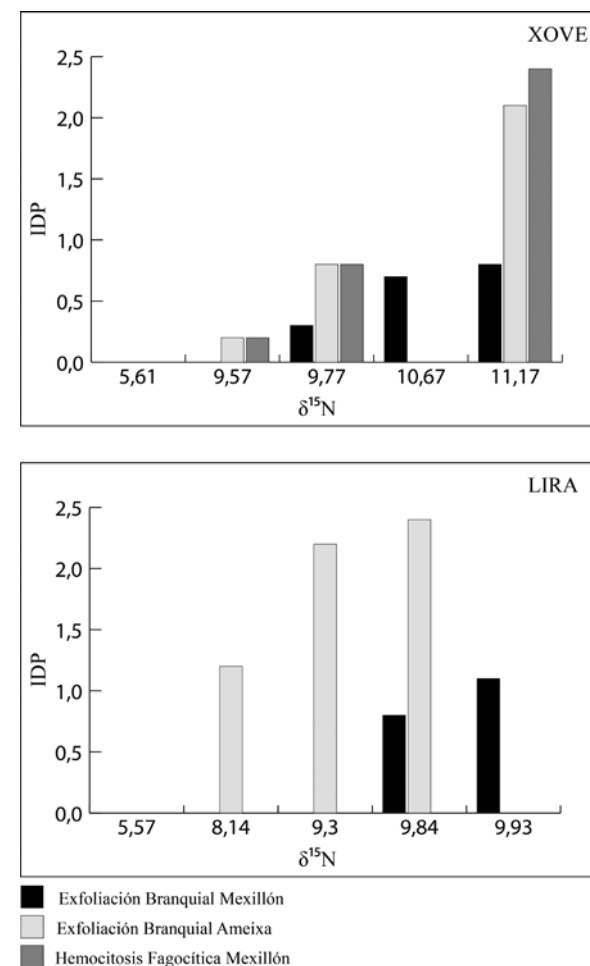
As autorizacións de vertedura deberían contemplar tanto as características fisicoquímicas como as toxicolóxicas das verteduras e outorgarse por un prazo máximo (en xeral 3-5 anos). Tras a súa vixencia, as autorizacións estarían suxeitas a renovación automática por prazos sucesivos se non se incumpraran os criterios de calidade ambiental. Se se dan outras circunstancias, a administración correspondente procedería á súa revisión.

### Análise do medio receptor

No deseño do modelo gradual non se expón facer suposicións sobre a dinámica do impacto, máis alá de cuestións básicas como: a dirección e extensión da área afectada e a súa evolución temporal. Como ferramentas adecuadas, propónse utilizar técnicas simples de representación gráfica dos datos, como tratar cun descritor ou variable de estado coa distancia ao foco da vertedura. Isto permite comprobar se a alteración supera a zona de efectos permitidos (ZEP). Por exemplo, no Capítulo III vimos como a contaminación por Hg en anémonas varía coa distancia ao foco (figura 7.3). Do mesmo modo, na figura 9.7 pódese observar como o nivel de dano histolóxico en moluscos se corresponde co grao de exposición ás verteduras dunha granxa. O grao de exposición en función do sinal isotópico ( $\delta^{15}\text{N}$ ), que pode determinarse tanto nos propios moluscos como en macroalgas recollidas na súa veciñanza. Este tipo de relacións ilustran como se pode predicir a partir dunha variable explicativa o valor dunha variable de estado, de difícil e custosa determinación, como é un dano histopatolóxico (Carballeira et al., 2011b).

Na interpretación de resultados terase en conta o tamaño da sección do gradiente explorado na que se superen os limiares categóricos de efecto para indicadores de exposición (v.g. sinal isotópico; factor de contaminación), de alteracións biolóxicas (v.g. biomarcadores de efectos; parámetros específicos) ou da integridade ecolóxica (v.g. cobertura de especies oportunistas, parámetros funcionais ou estruturais de comunidades).

Para hábitats e poboacións de especies sensibles á interpretación dos resultados, basearase igualmente en limiares característicos de descritores ou variables de estado (v.g. sinal isotópico, densidade de poboación; in-



**Figura 9.7.** Variación do índice de dano histolóxico ponderado (IDP) observado en mexillóns nativos e ameixas transplantadas en función do grao de exposición ás verteduras dunha granxa. En abscisas, a exposición represéntase como o sinal isotópico ( $\delta^{15}\text{N}$ ) medida en macroalgas. Adaptado de Carballeira et al. (2011b).

dice biomasa/tanatomasa; abundancia global de feixes de fanerógamas mariñas).

Hai que sinalar que os resultados obtidos ao longo de gradientes ambientais permiten establecer comparacións cualitativas ou cuantitativas do grao de afectación de forma relativa entre seccións do gradiente. Aínda que a solidez das conclusións radicarán na acumulación de evidencias no referente á extensión do impacto.

Por outro lado, recoméndase o tratamento univariante dos datos. Se se utilizan variables multivariantes (v.g. composición específica de comunidades colonizadoras de substratos artificiais) deberán analizarse mediante o emprego de índices macroscópicos (v.g. índices de diversidade e equitatividade específica) ou reducir a información á presenza/abundancia de especies indicadoras sensibles ou resistentes.

Dada a variabilidade de situacións ambientais nas que se colocarían as instalacións e a variabilidade das características das propias instalacións, non se pode recomendar un procedemento estatístico que detalle o número, distribución, etc., das mostras que sexa válido para todos os casos. Isto non impide que se poida deseñar un sistema de vixilancia adaptado a cada instalación que permita extraer conclusións estatisticamente robustas e válidas.

Criterio Exposición á vertedura	Risco ecolóxico potencial	
	Nulo	Certo Precisase intensificar a vixilancia cos parámetros especificados
Sinal $\delta^{15}\text{N}$ de macroalgas do gradiente ambiental fronte ao foco	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} < (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 2)$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} > (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 2)$
Sinal $\delta^{15}\text{N}$ de poboacións e hábitats sensibles	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} \approx \delta^{15}\text{N}_{\text{control}}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} > (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 1)$

**Táboa 9.3.** Criterios de calidade para o sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) utilizado como descriptor do grao de exposición á vertedura.

En calquera caso, o órgano da administración competente deberá resolver sobre a calidade destes deseños e dos informes que se deriven dos mesmos. É necesario recordar que son plans de autovixilancia ambiental, é dicir, deben realizarse por profesionais competentes na materia baixo a responsabilidade do acuicultor e que a administración podería auditar en calquera momento.

### Avaliación da exposición a contaminantes

Está comprobado que o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  é un descriptor de exposición fiable porque resume a interacción carga contaminante-capacidade dispersiva do medio, o que facilita a vixilancia da extensión e intensidade do impacto potencial. Para a vixilancia xeral da exposición ás verteduras, propónse a determinación do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  en macroalgas nativas recollidas a modo de gradiente respecto ao foco emisión na dirección da corrente dominante, polo menos unha vez ao ano na época de máxima produción (táboa 9.3). En cada estación de mostraxe se tomará unha mostra composta da macroalga representativa de toda a franxa intermareal onde habita. Aplicarase o mesmo procedemento a especies ou hábitats sensibles, a menos que pola súa significación ecolóxica ou extensión do hábitat a mostraxe deba replicarse adecuadamente.

Está comprobado que a variabilidade natural do sinal  $\delta^{15}\text{N}$  en macroalgas entre zonas limpas próximas é inferior á unidade (1 ‰) nas nosas rías (García-Seoane et al., 2020). En xeral, os valores do sinal  $\delta^{15}\text{N}$  en macroalgas que non superen en máis de 2 unidades (‰) os valores promedio do control ou o nivel de referencia, indican que o grao de exposición ás verteduras non é capaz de alterar significativamente diferentes procesos biolóxicos, como a estimulación do crecemento algal ou a aparición de danos histolóxicos en moluscos.

Respecto a poboacións e hábitats sensibles ou de alto valor ecolóxico (v.g. fondos de maërl; prado de fanerógamas) utilizarase o sinal isotópico como *marcador temperán de exposición*. Nestes casos considérase que os valores promedio do sinal  $\delta^{15}\text{N}$  admitidos serán equivalentes aos valores promedio do control ou do estado de referencia. Un incremento medio significativo superior a 1 unidade (‰) do

Criterio	Risco ecolóxico potencial		
	Nulo	Dubidoso	Certo
Factor de contaminación (FC)	$FC \leq 2$	$2 < FC \leq 5$	$FC > 5$

**Táboa 9.4.** Criterios de calidade xenéricos para os factores de contaminación (FC).

sinal isotópico respecto ao control ou estado de referencia supón a intensificación da vixilancia cos parámetros especificados para cada caso.

As normas de calidade para substancias prioritarias e para outros contaminantes, así como substancias preferentes establecidas polo Real Decreto 60/2011, enténdense como normas mínimas e aplicaranse a tódalas augas superficiais definidas no artigo 3. Os criterios ou normas de calidade exprésanse como concentración, máxima admisible ou media anual, dun determinado contaminante ou grupo de contaminantes na auga, os sedimentos ou a biota, que non se debe superar para a protección da saúde humana e do medio ambiente.

Agora ben, cando non se dispoña de referencia sobre algún contaminante daniño baixo sospeita de vertedura, propónse o cálculo de *factores de contaminación* (FC) en algún biomonitor. O concepto de FC, aplicado por primeira vez a sedimentos por Turekian e Wedepohl (1961), mide o grao de bioacumulación dun contaminante respecto ao valor de referencia da zona de estudio. Neste caso:  $FC = \frac{[\text{Concentración corporal do organismo } in\ situ]}{[\text{Concentración corporal de referencia}]}$ . A maneira de proceder consistiría en realizar unha mostraxe do biomonitor-acumulador a modo de gradiente na área de influencia para poder interpretar os resultados de forma adecuada. No caso de especies ou hábitats sensibles deseñárase un procedemento de estudo dos FC axustado á súa distribución espacial e seguimento temporal. Na táboa 9.4 recóllense uns sinxelos e xenéricos criterios de calidade para os factores de contaminación que categorizan o risco ecolóxico potencial dos contaminantes. O risco ecolóxico potencial dun composto químico aumenta co factor de contaminación atopado. Para os contaminantes homobióticos, normalmente se considera que o risco ecolóxico é

NULO ou desprezable se o  $FC < 2$  e CERTO cando  $FC > 5$ . A situación cualifícase como de risco potencial DUBIDOSO, entre NULO e CERTO, debido á variabilidade espacial dos datos, erros do procedemento analítico, etc. Con todo, a extensión da contaminación e a súa tendencia temporal son factores clave para definir o risco estimado. A extensión e persistencia dunha situación de risco CERTO para un ou máis elementos implica a realización de estudos detallados das poboacións de especies de interese que poidan verse afectadas.



Un método de seguimento do grao trófico consiste en vixiar a abundancia de macroalgas oportunistas, como as ulváceas, na franxa intermareal rochosa. Foto: J. Cremades.

Criterio		Integridade ecolóxica		
		Sen alterar	Dubidosa	Alterada
Trófico	Sinal $\delta^{15}\text{N}$ macroalga (‰)	< 7,40	7,40 - 8,10	> 8,10
	$\Delta$ Cobertura de especies oportunistas (% da zona intermareal disponible)	$\Delta \leq 15$	$15 > \Delta \leq 30$	$\Delta > 30$
	$\Delta$ Biomasa de especies oportunistas (máximo estacional, kg.m <sup>2</sup> )	$\Delta \leq 1$	$1 > \Delta \leq 1,3$	$\Delta > 1,3$
Tóxico	Ind. de dano ponderado (IDP) en <i>M. galloprovincialis</i> nativo	IDP= 0	$0 < \text{IDP} \leq 1$	IDP > 1

**Táboa 9.5.** Criterios de calidade da integridade ecolóxica do medio receptor afectado polas piscifactorías mariñas instaladas en terra da zona litoral [ $\Delta$  = incremento; IDP = índice de dano histolóxico ponderado].

En todos os casos se recomenda ir establecendo correlacións entre o descritor de exposición e variables de estado para axilizar as labores de vixilancia futuras.

### Avaliación da integridade ecolóxica

Respecto ao estado trófico do medio receptor, as probas de fertilidade realizadas *in situ* con discos de algas expostos en cámaras de metacrilato arrocharon resultados significativos en en exposicións a curto prazo. Ademais, o incremento neto de biomasa correlacionouse claramente co sinal  $\delta^{15}\text{N}$  corporal. Cando o sinal  $\delta^{15}\text{N}$  do disco é superior a 8,10 ‰ o incremento neto de biomasa é altamente significativo fronte ao control (figura 7.12). Dada a elevada correlación do sinal isotópico entre diferentes especies de macroalgas (Viana et al., 2011) pódese estender o criterio de fertilidade determinado, en función do sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  en discos, a calquera das macroalgas nativas comúns atopadas na zona intermareal.

Un método alternativo aos test de fertilidade, sen necesidade de instalar dispositivos de exposición, consiste en controlar o estado trófico mediante o seguimento da abundancia de macroalgas oportunistas na franxa interma-

real rochosa (Tett et al., 2007) localizada na área de influencia delimitada previamente polos valores do sinal  $\delta^{15}\text{N}$ . A abundancia de macroalgas oportunistas pódese expresar como cobertura relativa (%) respecto á superficie intermareal dispoñible ou como biomasa media por unidade de superficie (kg ps.m<sup>2</sup>) da devandita franxa intermareal.

Para as instalacións que se atopan nas masas de auga descritas pola Orde ARM/2656, utilizaranse os criterios de calidade que se describen na mesma. Respecto ao contido en *Clorofila-a*, aínda que non se esperan cambios significativos no medio peláxico, salvo en situacións moi excepcionais, admíten-se valores promedio de ata un 25 % superior á zona de control.

O estudo da integridade ecolóxica a nivel de estrutura e composición de comunidades é complexo e custoso, polo que se deberán centrar os esforzos na vixilancia de poboacións de especies indicadoras nativas ou transplantadas. A análise de biomarcadores moleculares ou histopatolóxicos en organismos recollidos na zona intermareal resulta moito máis accesible có estudo de comunidades nativas ou colonizadoras de substratos artificiais. Aínda así é custoso, polo que é necesario desenvolver ou adaptar métodos máis operativos e menos onerosos (v.g. bioensaio de descomposición de substratos naturais ou artificiais).

Na táboa 9.5 resúmense os criterios que cualifican a integridade ecolóxica trófica e tóxica dentro da área de influencia das verteduras.

### Criterios de calidade dos hábitats sensibles

*Fondos de maërl.* - Pola súa relevancia ecolóxica e *estatus de protección*, os fondos de maërl localizados na contorna das granxas estarán suxeitos a vixilancia, especialmente se outros focos de contaminación, de igual ou diferente natureza, conflúen na mesma zona por se sufriran efectos aditivos. Como a emisión de refugallos é continua, as comunidades distantes poderían estar recibíndoos en pequenas concentracións, pero de forma crónica. Este tipo de impacto crónico difuso non é fácil de caracterizar fronte aos directos. Como os fondos de maërl nunca poderían estar localizados na área

de influencia nin na súa contorna inmediata, os criterios de calidade céntranse na comparación da evolución no tempo dos parámetros establecidos (sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$ ; relación biomasa/tanatomasa de algas calcáreas) do hábitat e o control ou estado de referencia preoperativo.

*Pradarías de fanerógamas mariñas.* - En Galicia é pouco probable que as granxas piscícolas se localicen o suficientemente cerca destas biocenoses típicas de fondos de ría, pero dada a súa importancia ecolóxica e estatus de protección, os pradarías de fanerógamas mariñas que se atopen relativamente cerca das granxas deben recibir seguimento, especialmente se varios focos de contaminación de igual ou diferente natureza se concentran na mesma zona. Cando se estime que poden estar sometidas a impactos difusos é preceptiva a súa vixilancia polos mesmos motivos expostos anteriormente para os fondos de maërl. Igualmente, os criterios de calidade céntranse na comparación da evolución no tempo dos parámetros establecidos (sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  en feixes; densidade global de feixes) entre o prado e o control ou estado de referencia preoperativo.

*Especies ou comunidades singulares.* - A título xeral, se na contorna exterior da área de influencia potencial estimada no EsIA, se atopara algunha especie ou comunidade con importancia ecolóxica singular ou con algún grao de protección, especialmente cando varios focos se concentran nunha mesma zona e puideran darse efectos aditivos, débense vixiar. Como especies ou comunidades con algún tipo de protección nunca poderían estar localizados na área de influencia potencial (ZIP) nin na súa contorna inmediata. Os criterios de calidade, igual que nos casos anteriores, centraranse na comparación da evolución no tempo dos parámetros seleccionados (sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$ ; caracteres de poboación; índices funcionais ou estruturais macroscópicos...) entre a especie ou comunidade e o seu correspondente control ou estado de referencia preoperativo.

Debemos recalcar, que para a vixilancia de hábitats e especies singulares, o deseño da mostraxe debe permitir a aplicación de test estatísticos robustos para contrastar a hipótese de que non existen diferenzas significativas fronte ao seu control ou estado de referencia preoperativo.

Respecto das especies suxeitas a algún tipo de protección, é fácil atopar que a mesma especie pode figurar en diferentes clases segundo a organización consultada, como a Lista Vermella da UICN, o Convenio de Berna, o Convenio de Barcelona, o Listado de Especies Silvestres en Réxime de Protección Especial e do Catálogo Español de Especies Ameazadas ou os listados vermellos rexionais (v.g. *Catálogo galego de especies ameazadas* Decreto 88/2007, DOGA nº 89, 9 de maio de 2007). Neste sentido, Pardo e Aguilar (2009) fan unha interesante revisión crítica sobre os niveis de protección das especies mariñas ameazadas que habitan nas costas españolas. Entre as especies con algún nivel de protección que puideran verse afectadas potencialmente polas granxas mariñas instaladas en terra en Galicia, é dicir, que puideran atoparse entre 0 a -30 m de profundidade, figuran: fanerógamas (*Zostera nolteiy Z. marina*), algas calcáreas formadoras de maërl (xéneros *Phymatolithon*, *Lithothamnion*, *Mesophyllum*, *Lithophyllum*) ou peixes, como os cabaliños do mar (*Hippocampus hippocampus* e *H. ramulosus*). Aínda que, en xeral, son de ámbito mediterráneo, tamén se podería incluír a presenza de algas pardas (*Cystoseira amentacea*, *Desmarestia ligulata*), esponxas (*Spongia agaricina*, *Axinella polypoides*), gorgonias (*Eunicella verrucosa*, *Paramuricea clavata*), corais (*Astroides calycularis*) e moluscos (*Pinna nobilis*, *Charonia lampas*). Adicionalmente e polo seu consumo, aínda que non está recollida baixo ningún convenio, recoméndase a protección do ourizo de mar *Paracentrotus lividus* e da ortiguilla *Anemonia sulcata*.

“ A vixilancia ambiental baséase na detección de cambios nas variables seleccionadas fronte aos esperados ou ao control, sendo o modelo gradual o que mellor se acomoda á vixilancia das granxas instaladas en terra da zona litoral. É a propia resposta ao longo do gradiente de exposición o que informa sobre a existencia, dirección, alcance e evolución dunha alteración do ecosistema. ”

## Bibliografía

- Angerville, R. 2009. Ecotoxicological Risks Evaluation of Urban Wet-Weather Flows (UWWF) Spills in Streams: Application to a French City and a Haitian City. National Institute of Applied Sciences of Lyon, Lyon, pp. 485.
- Bivand, R.S., Pebesma, E.J., Gómez-Rubio, V. 2008. Visualising spatial data. Applied Spatial Data Analysis with R, pp. 57-80.
- Carballeira, A., Aboal, J. 2000. Bancos de especímenes ambientales: Una propuesta para Galicia. En: Universidade de Santiago de Compostela (ed), Santiago de Compostela, pp. 123.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking  $\delta^{15}\text{N}$  and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. Marine Pollution Bulletin 62: 2633–2641.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. Ecotoxicology and Environmental Safety 78: 148–161.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in  $^{15}\text{N}$  values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Carballeira A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. Estratexia galega da acuicultura. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 206.
- García-Seoane, R., Aboal, J.R., Fernandez, J.A. 2020. Optimal number of *Fucus vesiculosus* samples to differentiate between sites affected by distinct levels of heavy metal contamination. Aquatic Toxicology 222: 105465.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R. 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. Science of the Total Environment 407(1): 263-272.
- Glermarec, M., Hily, C. 1981. Perturbations apportées á la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par le effluents urbains et portuaires. Acta Oecologica Applicata 2(2): 139-150.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S., Barrón, C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. Aquatic Microbial Ecology 36: 227-237.
- Li, H., Zuo, X.J. 2013. Speciation and size distribution of copper and zinc in urban road runoff. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 90(4): 471-476.
- López-Jamar, E., Parra, S. 1997. Distribución y ecología de *Thyasira flexuosa* (Montagu, 1803) (Bivalvia, Lucinacea) en las rías de Galicia. Instituto Español de Oceanografía 23:187-197.
- Martí, E., Martí, C.M., Martínez, M.R., Paches, M.A.V., Giaccaglia, S.L. 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorías en jaulas flotantes. Boletín Instituto Español de Oceanografía 21: 67-73.
- Moreira, J., Quintas, P., Troncoso, J. 2006. Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, NW Spain). Scientia Marina 70: 217-224.
- Pardo, E., Aguilar, R. 2009. Especies amenazadas. Oceana (ed). Caixa Catalunya, Publicado online, pp. 124.
- Pebesma, E.J., Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R news 5(2): 9-13.



- Solis-Weis, V. 1982. Estudio de las poblaciones macrobénticas en áreas contaminadas de la bahía de Marsella (Francia). Anuario Instituto. Ciencias del Mar y Limnología 9(1):1-23.
- Tett, P., Gowen, R., Mills, D., Fernandes, T., Gilpin, L., Huxham, M., Kennington, K., Read, P., Service, M., Wilkinson, M., Malcolm, S. 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. Marine Pollution Bulletin 55: 282-297.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M. 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. Chemosphere 52(7): 1189-1197.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geological Society of America Bulletin 72: 175-192.
- Underwood, A. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Marine and Freshwater Research 42: 569-587.
- Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18: 99-116.
- Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2011. Measurement of  $\delta^{15}\text{N}$  in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. Ecological Indicators 11: 888-895.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. Water 12: 2991.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G. 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: what about emerging substances in urban stormwater catchments? Water Resources 45 (2): 913-925.



# X. Deseño adaptativo do plan de vixilancia ambiental

Sempre é necesario adaptar as metodoloxías aos lugares de estudo (dispositivos, medios, mostraxe...). Foto: C. Carballeira



“ Todos os criterios de calidade son importantes e deben cumprirse, pero os que tratan sobre a integridade ecolóxica prevalecen sobre todos os demais. ”

**A**demais de eficiente, a vixilancia ambiental das instalacións acuícolas deberá ser dinámica, é dicir, irase adaptando en función da adquisición progresiva de información sobre a evolución espazo-temporal do ecosistema receptor. O rigor da vixilancia será conforme coa intensidade e extensión dos impactos (Aguado et al., 2013).

En mar aberto, a diferenza do impacto esperado entre granxas radica basicamente na carga produtiva e a súa xestión, o que facilita a súa tipificación á hora de asignar distintos niveis de impacto e de vixilancia. Na zona litoral, aparte da produción acuícola, o impacto depende en maior medida das condicións dispersivas da masa da auga (ondada, profundidade, velocidade da corrente, rango mareal, tempo de residencia, vento...) e da maior probabilidade de atopar na súa proximidade especies ou hábitats singulares, así como de outras fontes de contaminación que poden xerar efectos sinérxicos ou de que se produzan interaccións con outros usos. Por iso é preciso deseñar PVA axustados ás peculiaridades de cada localidade, realizar un maior esforzo no seguimento, sobre todo os primeiros anos ata a estabilización da produción, redeseñar o PVA a medida que se vaia obtendo información máis precisa sobre as respostas do medio receptor e tomar as medidas preventivas necesarias para evitar impactos acumulativos, posibles efectos sinérxicos que poidan darse, e interaccións con outros usos. Recordemos a importancia que ten a selección do sitio para a minimización do impacto ambiental derivado dos cultivos mariños instalados en terras da zona litoral e que a súa vixilancia require de máis atención que as instaladas en gaiolas en mar aberto (fóra das rías).

Se o EsIA aportara algunha incerteza sobre o impacto que puidera ocasionar o establecemento da produción máxima solicitada, a autorización da produción deberá ser progresiva. Soamente a medida que se vaia certificando a ausencia de alteracións ambientais se poderá ir autorizando incrementos da carga piscícola (Carballeira y Carballeira, 2018). Como se indicou no Capítulo IV dentro da instalación deberíase reservar espazo para futuras instalacións IMTA indoor (v.g. cultivos hidropónicos de moluscos e biofiltros de algas que valoricen as verteduras e reduzan o impacto ambiental), que permitan reducir a carga vertida sen minguar ou poder aumentar a produción.

## Nivel e periodicidade da vixilancia

O nivel e a periodicidade da vixilancia dependerán da carga do efluente e da sensibilidade do medio receptor. Admitindo que a xestión das granxas mariñas instaladas en terra é similar, excepto as que recirculan a auga, a carga do efluente é proporcional á produción anual, ao caudal bombeado ou ao consumo enerxético. A capacidade de acollida e a sensibilidade do medio deben estimarse e autorizarse para cada caso en particular, xa que depende da capacidade dispersiva e da presenza de poboacións ou hábitats sensibles. En consecuencia, a zona de efectos permitidos determinarase á vista do EsIA. Supoñendo que se realizou unha correcta *selección do sitio* a periodicidade da vixilancia pódese deseñar acorde á carga solicitada. Proponñense tres niveis de impacto en función da produción anual autorizada:

Nivel de vixilancia	Produción (t. año <sup>-1</sup> )	Cualificación
I	< 500	Baixa
II	≥ 500 - < 2000	Media
III	≥ 2000	Alta

Na Táboa 10.1 recóllense os criterios de calidade e a periodicidade da vixilancia inicial correspondente a cada nivel de vixilancia. O número de criterios de calidade e a periodicidade dos controis aumenta co nivel de vixilancia. Como se pode observar en todos os casos, dáse prioridade á vixilancia durante o mes de setembro (Sp), dentro da época crítica, cando o efecto acumulado poida ser máis elevado. A idea é que, se no período máis crítico os resultados da vixilancia son satisfactorios, o resto do ano serano aínda máis. Por contra, no caso de que foran insatisfactorios, habería que estender a vixilancia a outras épocas do ano.

Tamén o PVA debe contemplar a redución da periodicidade de algúns dos controis establecidos, se se constata que o ecosistema receptor é capaz de asimilar o impacto da granxa. Para iso, será necesario que os criterios

de calidade da integridade do ecosistema receptor, considerados no plan, se manteñan co tempo dentro dos rangos establecidos como adecuados fóra da zona de efectos permitidos (ZEP) establecida para cada granxa. Hai que destacar que os criterios de integridade trófica baseados na abundancia (cobertura ou biomasa) de macroalgas oportunistas só se aplicarán cando se incumpran os criterios de calidade dados para o marcador de exposición ( $\delta^{15}\text{N}$ ) en macroalgas. Por contra, un incremento significativo da abundancia de macroalgas oportunistas supoñería reforzar a vixilancia estudando outras variables de estado do ecosistema receptor, como a poboación da macroalga clave ou a composición e estrutura das comunidades inter e submareais.

A eutrofización do sistema peláxico é moi improbable, só ocorrería temporalmente en masas de auga cunha taxa de renovación hidráulica moi baixa, en tal caso, ou se a masa de auga se inclúe na Orde ARM/2656, sería necesario vixiar a concentración de *Clorofila-a* no medio receptor no período crítico do ano (Sp-Oc). Para iso, recoméndase analizar en forma de gradiente a pluma de dispersión, localizando polo menos cinco estacións de mostraxe (EM) (v.g. a 50, 100, 200, 400, 800 m do foco) e tomando mostras de auga en cada EM a tres profundidades: a 1 m da superficie e do fondo e á profundidade media.

Respecto dos criterios de integridade tóxica, se nalgún momento xurdiran sospeitas sobre algún tipo de contaminación ou se na exploración de contaminantes en biomonitores se detectara algún factor de contaminación que supoña un risco ecolóxico potencial de nivel CERTO, ou se observase unha tendencia á alza, será obrigatorio acomodar o programa de vixilancia ao caso particular. A administración responsable supervisará a acomodación e determinará: que contaminantes analizar, en que organismos ou hábitats potencialmente afectados, como se localizarán as EM, cal será o número de réplicas... Se o estimase convinte, indicará que estudos (v.g. biomarcadores, taxa de fecundidade, alteracións histopatolóxicas...) será necesario realizar para diagnosticar o estado das poboacións afectadas. Paralelamente, realizaranse estudos cara á localización en eliminación da fonte de contaminación.

Se na exploración de contaminantes non se detectase ningún factor de contaminación que supoña un risco ecolóxico CERTO, non significa necesaria-

mente que non poidan orixinarse procesos ecotóxicos. Isto pode deberse a que non se analizaron os contaminantes responsables ou a un efecto aditivo ou sinéxico debido a mesturas de contaminantes con FC baixos. Por iso, é necesario vixiar posibles procesos tóxicos mediante exames de estado de biomonitores (v.g. índice ponderado de dano en mexillón). A detección de alteracións biolóxicas significativas, respecto ao estado de referencia ou control, fóra da ZEP implica afondar nas investigacións para a identificación e eliminación das causas de perturbación.

Polo comentado anteriormente, advírtese que todos os criterios de calidade son importantes e deben cumprirse, pero os que tratan sobre a integridade ecolóxica prevalecen sobre todos os demais. En consecuencia, aínda que as verteduras cumpran cos criterios de calidade fisicoquímica e toxicolóxica, iso non exime a vixilancia da integridade ecolóxica. Destacamos que a fortaleza do sistema de vixilancia integrado proposto radica en comparar a información procedente das tres liñas de evidencias (Ver o epígrafe: *Toxicidade verteduras versus Integridade ecolóxica*. Capítulo VII).

Como os hábitats sensibles ou as especies e comunidades singulares ou protexidas nunca poderían estar localizados na área de influencia nin na súa contorna inmediata, os criterios de calidade céntranse na evolución no tempo dos parámetros seleccionados. O número de estacións de mostraxe (EM) de cada hábitat sensible será proporcional á súa importancia e extensión, pero en ningún caso inferior a 4 EM e en cada EM tomarase como mínimo 3 réplicas ou unidades de mostraxe (UM). A periodicidade mínima para a vixilancia das variables de estado (v.g. relación biomasa/tanatomasa, densidade global de feixes, biomarcadores...) será anual, pero o incumprimento do criterio de exposición ( $\delta^{15}\text{N}$ ) ou a observación dalgunha alteración respecto ao control ou estado de referencia obriga a ampliar a vixilancia a outros períodos do ano (análise semestral ou cuadrimestral) para comprobar a resiliencia do sistema. Se a rehabilitación do sistema non se completa dentro do ciclo anual e co tempo se aprecia un deterioro progresivo, a administración tomará as medidas de protección oportunas.

		Nivel de Vixilancia		
		I	II	III
Produción anual (t.año <sup>-1</sup> )		< 500	≥ 500 - < 2000	≥ 2000
Criterio de calidade		Periodicidade		
Calidade fisicoquímica da vertedura		Trimestral Mr, Jn, Sp, Dc	Bimensual En, Mr, My, JI, Sp, Nv	Mensual En, Fb, Mr, Ab, My, Jn JI, Ag, Sp, Oc, Nv, Dc
Grao de exposición	Gradiente sinal $\delta^{15}\text{N}$ <small>macroalgas</small>	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)
Bioensaios de toxicidade (batería mínima)		Anual (Sp)	Anual (Sp)	Trimestral (Mr, Jn, Sp, Dc)
Integridade ecolóxica: Sistema peláxico	Concentración de Chl-a	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Anual (Sp)
Integridade ecolóxica: Sistema bentónico	Aplicar un criterio trófico	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
	Análise de contaminantes (gradiente dun biomonitor)	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
	Aplicar un criterio tóxico (gradiente dun biomonitor)	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
Hábitats sensibles e especies ou comunidades singulares	Variable explicativa ( $\delta^{15}\text{N}$ )	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)	Semestral (Mr, Sp)
	Variables de estado	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Anual (Sp)
Inspección visual dos fondos	Franxa Intermareal	Trimestral (Mr, Jn, Sp, Dc)	Trimestral (Mr, Jn, Sp, Dc)	Trimestral (Mr, Jn, Sp, Dc)
	Zona Submareal	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)

**Táboa 10.1.** Niveis de vixilancia ambiental das piscifactorías mariñas instaladas en terra na zona litoral.

En todos os casos (medio receptor, hábitats sensibles, especies protexidas...) a vixilancia pode incrementarse ou diminuírse en función do grao de cumprimento dos criterios de calidade e da aparición ou desaparición de perturbacións non desexadas, en definitiva, da evolución do ecosistema receptor. A adaptación do *nivel de vixilancia* de partida dunha granxa, correspondente á súa produción anual autorizada, aplicarase cando se alcance a dita produción de forma sostida, momento no que a administración competente deberá realizar unha avaliación sobre a adecuación do PVA tendo en conta o deseño experimental, as metodoloxías aplicadas e os resultados obtidos. Isto inclúe a redefinición da zona de efectos permitidos (ZEP).

Dentro de cada nivel de vixilancia previsto pode ser necesario diferenciar casos especiais en función da presenza doutros focos ou actividades na proximidade da granxa, por se puideran sumarse ou potenciarse os efectos negativos esperados. Fronte á posibilidade de efectos sinérxicos, por unha produción anual autorizada excesiva para a zona, aos seguimentos individuais haberá que engadir un estudo de sinerxias e valorar se a área acumulada afectada é asumible.

Todos os niveis de vixilancia inclúen a inspección visual dos fondos, conforme se recolle no apartado sobre *Variables de vixilancia visual* do Capítulo 8. A periodicidade mínima da vixilancia visual da zona intermareal será trimestral e a da zona submareal anual durante o período de máxima produción.

“ A adaptabilidade do PVA realizarase en función do grao de cumprimento dos criterios de calidade e da aparición de perturbacións non desexadas, é dicir, da evolución dos ecosistemas receptores. Por iso é de gran axuda coñecer o valor de referencia das variables explicativas e de estado antes de que comece a actividade produtiva. ”

## Bibliografía

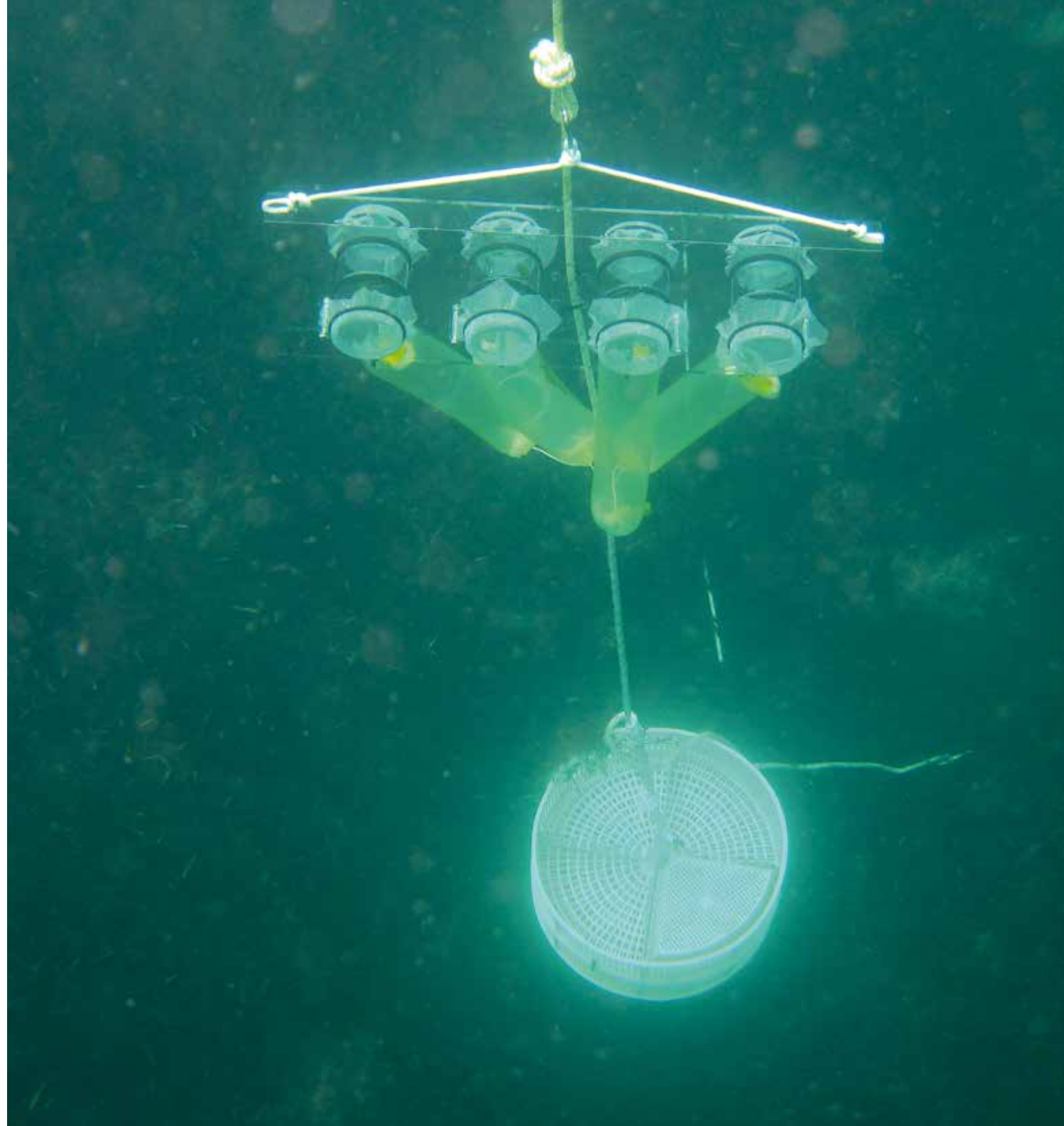
Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. et al. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, in: JACUMAR (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.

Carballeira, A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. Estratexia Galega da Acuicultura. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 226.



# Glosario

Dispositivo de mostraxe para a realización de bioensaios in situ. Foto: C. Carballeira.





### Acuicultura

Cultivo de organismos acuáticos coa intervención antrópica no proceso de crianza para incrementar a produción e na propiedade individual ou empresarial do stock cultivado.

### Agregación

Grupo de especies que se agrupan para explotar o mesmo ambiente de xeito similar.

### Amonio

Catión poliatómico de fórmula química  $\text{NH}_4^+$  que se forma mediante a protonación do amoníaco. Ver *urea*.

### Anisotropía

Este termo referido á área de influencia dun foco emisor de contaminantes, indica que a contaminación varía segundo a dirección na que se examina. O termo oposto é isotropía.

### ANOVA

Análise da varianza. Colección de modelos estatísticos de gran robustez utilizados para analizar as diferencias entre grupos. No seu deseño máis sinxelo, desenvolve un contraste de hipóteses estatísticas, que afecta simultaneamente aos valores medios ou esperados de poboacións (variables aleatorias), con distribución normal e idénticas varianzas.

### Anóxica

Condición da auga ou do sedimento con nula ou extremadamente baixa dispoñibilidade de osíxeno disolto, habitualmente menor do 1 % da correspondente en saturación. Polo xeral, a anoxia relaciónase con cargas orgánicas

excesivas de tal forma que o consumo de osíxeno polas bacterias é maior que no subministro de osíxeno.

### Antibiótico

Substancia química, producida sinteticamente ou por organismos, capaz de eliminar ou inhibir o crecemento doutros microorganismos.

### Antrópico

Orixinado pola actividade humana. Tamén se denomina actividade antropoxénica.

### Antifouling

Antiincrustante ou composto químico que prevén a colonización de superficies por organismos. Xeralmente refírese a pinturas ou produtos formados por unha resina na que se disolveron un ou máis biocidas para evitar que se fixen algas e outras formas de vida acuáticas. Un exemplo amplamente coñecido é o Tributyltin (TBT), cuxo uso foi prohibido pola súa elevada toxicidade.

### Arribazón

Acúmulos algais en zonas sedimentarias (praias de area e lodo) depositados pola acción de fortes ventos e correntes. Os arribazóns naturais adoitan producirse nos meses equinociais, os de maior produción de macroalgas. A cuantificación de algas depositadas nos arribazóns pode utilizarse como una medida do estado trófico do sistema. Ver *eutrofización*.

### Artluxio de agregación de peixes

Estrutura ou efecto de atracción de determinadas especies. As granxas mariñas pódense considerar dispositivos de agregación de peixes (*fish aggreg-*

gation devices, FAD) ao aumentar significativamente o tamaño de determinadas poboacións (v.g. peixes e aves) na súa contorna.

### **Autovixilancia**

Responsabilidade do produtor de asumir os controis ambientais asociados ás súas verteduras. Os plans de vixilancia ambiental das instalacións acuícolas realmente son plans de autovixilancia porque a responsabilidade e financiamento son do promotor, aínda que deben ser desenvolvidos por expertos acreditados, sendo a autoridade ambiental correspondente quen debe fixar o deseño de cada PVA e da súa adaptación no tempo.

### **Batería mínima de bioensaos**

Conxunto de experimentos ecotoxicolóxicos con distintas especies e niveis tróficos que ten como finalidade detectar o risco ou efectos tóxicos asociados ás mostras estudadas. É amplamente recoñecido que ningún bioensaio se pode utilizar para avaliar os efectos tóxicos de diferentes modos de acción porque non todos os sitios diana son relevantes e se atopan nun só organismo. Polo tanto, é obrigado aplicar unha batería de bioensaos.

### **Bentónico**

Tamén béntico, refírese ao que está ou sucede no fondo dun corpo de auga. Son organismos bentónicos aqueles que viven intimamente ligados ao leito acuático independentemente da súa natureza (sedimentos, rochas...).

### **Biocenose**

Grupo de organismos que forman unha comunidade natural determinada polas condicións do ambiente ou ecosistema local.

### **Bioindicador ou monitor biolóxico (biomonitor)**

Calquera especie, ou grupo de especies, capaz de informar sobre a saúde do ecosistema ou do medio ambiente. En función do organismo seleccionado e o seu uso, pódense distinguir diferentes tipos de biomonitores. Habitualmente, utilízase a presenza ou a abundancia dunha especie como carácter indicador, pero tamén se poden utilizar respostas bioquímicas, fisiolóxicas ou do comportamento. Cando se utiliza a análise corporal de elementos ou compostos fábase de bioindicadores da contaminación por acumulación (Bio-acumulador), mentres que se se utiliza a composición ou estrutura dunha comunidade biolóxica entón coñécense como *Biointegradores*.

### **Biomarcador**

Son medidas, a nivel bioquímico, fisiolóxico ou morfolóxico, que indican se o organismo estivo exposto a substancias tóxicas (*Biomarcador de exposición*) e/ou a magnitude da resposta do organismo fronte á intoxicación (*Biomarcador de efectos*).

### **Biomonitorización**

É o uso sistemático de organismos ou respostas biolóxicas na vixilancia da calidade ambiental. Ver *biomonitor*.

### **Carga tóxica**

É o potencial tóxico dunha vertedura, determinado *in vitro*, ponderado polo seu fluxo.

### **Coloide**

Tamén denominada suspensión coloidal, é un sistema formado por dúas fases, unha continua (fluída) e outra dispersa en forma de partículas (sólida). As partículas nos coloides son microscópicas (1nm-1µm) e unha das

principais propiedades é a súa tendencia espontánea a agregarse, formando coágulos.

### Contaminantes emerxentes

Calquera contaminante descoñecido ou non recoñecido como tal, cuxa presenza no medio ambiente non é necesariamente nova, pero si a preocupación polas súas posibles consecuencias. Entre os contaminantes emerxentes presentes na auga están os fármacos, compostos perfluorados, hormonas, drogas de abuso, produtos de hixiene persoal, nanomateriais, microplásticos...

### Criptobiótico

Estado latente dun organismo. Ver *microbiotest*.

### Criterio de Calidade Ambiental (CCA)

Valor ou intervalo dunha variable explicativa ou de estado que non debe superarse ou reducirse para a protección da saúde humana e do medio ambiente.

### Dano medioambiental

En xeral, enténdese por dano medioambiental o cambio adverso ou prexuízo mensurable dun recurso natural, tanto se se producen directa como indirectamente. Respecto ás especies e hábitats naturais, calquera dano que produza efectos adversos significativos na súa conservación. Respecto a un medio, como as augas, é calquera dano que produza efectos adversos significativos no estado ecolóxico ou no potencial ecolóxico.

### Degradabilidade

Grao no que un produto ou unha substancia tarda en descompoñerse nos elementos químicos que a conforman. A velocidade de degradación dun-

ha substancia depende da estabilidade que presenta a súa molécula, das condicións ambientais e dos axentes biolóxicos presentes no medio. Ver Persistencia dun tóxico.

### Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO)

Parámetro respirométrico que permite determinar a contaminación orgánica das augas debida á fracción da materia orgánica biodegradable presente nunha mostra. Este parámetro baséase na cantidade de osíxeno (mg O<sub>2</sub>/l) necesaria para estabilizar bioloxicamente a materia orgánica durante un período de incubación determinado, polo xeral 2 ou 5 días, o que se coñece como DBO<sub>2</sub> o DBO<sub>5</sub>.

### Demanda Química de Osíxeno (DQO)

É a cantidade de osíxeno (mg O<sub>2</sub>/l) necesario para oxidar toda a materia orgánica, en disolución e particulada, contida nun litro de auga.

### Descritor de exposición

Descritor ou marcado do grao de exposición dunha poboación ou comunidade a unha vertedura é todo elemento que pode bioacumularse (contaminante, sinal isotópico) ou xerado como unha forma de resposta (biomarcador molecular) de maneira proporcional á carga recibida dun efluente.

### Desinfectante

Composto terapéutico, utilizado para o tratamento ou prevención de parasitos, virus, fungos e infeccións bacterianas, que poden administrarse no alimento ou por inmersión. Entre os compostos máis comunmente utilizados están os derivados clorados, o peróxido de hidróxeno e formalina e insecticidas.

### Deterxente

Substancia que limpa e purifica sen provocar corrosión, utilizada pola súa propiedade químico-física de peptizar, é dicir, dispersar na auga, outro líquido ou un sólido. Adoitan estar formados por alquilbencenos.

### Detrítico-sedimentario

Fondo formado pola sedimentación e compresión de partículas de materiais xeolóxicos ou bioxénicos preexistentes.

### Dioxinas

Son compostos químicos que se producen a partir de procesos de combustión que implican ao cloro. Habitualmente, o termo aplícase indistintamente ás policlorodibenzodioxinas (PCDD), como aos furanos (policlorodibenzofuranos, PCDF). Son recoñecidos contaminantes ambientais persistentes. Debido á súa persistencia no medio e afinidade polas graxas, acumúlanse facilmente ao longo da cadea alimentaria.

### Deseños BACI (Before and After – Control – Impact)

Deseño experimental óptimo para estudos ambientais que considera a mostraxe antes e despois de comezar un impacto, tendo en conta localidades control. Se non se considerasen zonas control, a posibilidade de que un cambio observado estivese causado por algún outro fenómeno non podería excluírse. Do mesmo modo, se só existiran datos de zonas de impacto e control posteriores ao fenómeno de estudo, as diferenzas observadas só serían válidas se ambas fosen idénticas en ausencia de impacto.

### Distribución de sensibilidades específicas

É un criterio de protección que consiste en calcular estatisticamente a dilución dunha vertedura que protexería unha determinada porcentaxe de especies. Por exemplo,  $HC_5$  sería a concentración perigosa para o 5 % das

especies afectadas, é dicir, que protexería ao 95 % restante. Ver *Especie máis sensible*.

### $CE_x$

Concentración eficaz ou subletal para unha porcentaxe  $x$  dos individuos ensaiados (*Effective Concentration,  $EC_x$* ).

### Enfoque ecosistémico

O enfoque ecosistémico é unha estratexia para a ordenación integrada da terra, a auga e os recursos vivos que promove a conservación e o uso sostible de forma equitativa. Baseado na teoría xeral dos sistemas, caracterízase pola súa perspectiva holística e integradora, onde o importante son as relacións e os conxuntos que a partir delas emerxen. Aplica métodos científicos aos diferentes niveis de organización biolóxica sobre os procesos, as funcións e as interaccións esenciais entre os organismos e o seu ambiente, e que recoñece aos humanos coma un compoñente integrante dos ecosistemas.

### Epidemioloxía

Derivada do grego *epi* (sobre) *demós* (pobo) e *logos* (ciencia), é unha disciplina científica que estuda a distribución, frecuencia, factores determinantes, predicións e control dos factores relacionados coa saúde e as enfermidades da poboación humana. As técnicas epidemiolóxicas desenvoltas pódense utilizar para o estudo de poboacións doutras especies (eco-epidemioloxía).

### Epífita

Prové do grego *epi* (sobre) e *phyton* (planta), refírese a calquera planta que medra sobre outro vexetal utilizándoo só como soporte, sen ser un parasito.

### Especie máis sensible

É un criterio de protección que consiste na dilución mínima necesaria dunha vertedura para que non se alcance un determinado parámetro toxicolóxico (v.g. NOEC, EC<sub>10</sub>) correspondente á especie máis sensible da batería ensaiada. Ver *Distribución de sensibilidades específicas*.

### Estación de mostraxe ou ecolóxica (EM)

A EM é o universo ecolóxico definido, polos obxectivos do estudo, en termos xeográficos, sectoriais (poboación, comunidade, hábitat...) ou temporais. A EM representarase estatisticamente por unha fracción da mesma que denominamos Mostra, a través da cal se obteñen datos das variables de interese. A Mostra constrúese con varias Unidades de mostraxe (UM). Ver *Unidades de mostraxe*.

### Estado cero o preoperativo

É o resultado dun estudo preciso sobre o estado pre-operativo a unha instalación ou actividade humana das características do ecosistema que pode verse potencialmente afectado. O estado cero supón unha referencia relevante para o plan de vixilancia ambiental futura.

### Estado de conservación

Con respecto a un *hábitat natural*, a suma de influencias que actúan sobre el e sobre as súas especies típicas que poidan afectar á súa distribución natural a longo prazo, á súa estrutura e funcións, así como á supervivencia a longo prazo das dúas especies típicas, na área de distribución natural de dito hábitat.

Un estado de conservación favorable dun hábitat prevé que: a súa área de distribución sexa estable ou estea en crecemento; a súa composición e es-

trutura específica e as súas funcións van a seguir manténdose nun futuro previsible; e que o estado de conservación das súas especies típicas sexa favorable.

Con respecto a unha *especie*, a suma de influencias que actúan sobre ela que poidan afectar á súa distribución a longo prazo e á abundancia das súas poboacións, na área de distribución natural de dita especie. Un estado de conservación favorable dunha especie prevé que a súa dinámica de poboación e a súa área de distribución natural se estea mantendo a longo prazo.

### Estudo do Impacto Ambiental (EIA)

O Estudo do Impacto Ambiental constitúe o documento básico para o proceso de Avaliación do Impacto Ambiental dunha actividade que se vaia a desenvolver. É un estudo técnico, obxectivo, de carácter pluri e interdisciplinario, que se realiza para predicir os impactos ambientais que poidan derivarse da execución dun proxecto, creación ou modificación dunha normativa existente... permitindo a toma de decisións sobre a viabilidade ambiental do mesmo.

### Eutrofización

Proceso de degradación do medio debido ao enriquecemento natural ou artificial dos nutrientes dun corpo de auga (*nutrición*), asociado a extensas floracións algais (planctónicas ou bentónicas) e a conseguinte redución do osíxeno disolto.

### Avaliación do Impacto Ambiental (EIA)

Procedemento técnico-administrativo que permite identificar, prever e interpretar os impactos ambientais que producirá un proxecto na súa contorna para que a administración competente poida aceptalo, rexeitalo ou modificalo. Comprende as seguintes actuacións:

- *Solicitude* de sometemento do proxecto á avaliación de impacto ambiental polo promotor, acompañada do documento inicial do proxecto.
- *Determinación do alcance* do estudo de impacto ambiental polo órgano ambiental, previa consulta ás administracións públicas afectadas e, no seu caso, ás persoas interesadas.
- *Elaboración* do estudo de impacto ambiental polo promotor do proxecto
- *Evacuación* do trámite de información pública e de consultas ás Administracións públicas afectadas e ás persoas interesadas, polo órgano substantivo.
- *Emisión* da Declaración de Impacto Ambiental polo órgano ambiental, que se fará pública.

### Factor de confusión

Refírese ao efecto dos efluentes sobre os produtores primarios, observado nos bioensaios e que dificulta a interpretación dos resultados, debidos á combinación de tóxicos e de nutrientes, potenciais inhibidores e activadores do crecemento, respectivamente. Tamén existen factores de confusión, cando se queren establecer ligazóns entre os resultados dos bioensaios toxicolóxicos realizados *in vitro* coas verteduras e os realizados *in situ* ou coas medidas de campo, debidos á variabilidade natural espazo-temporal dos factores ecolóxicos.

### Factores de aplicación ou extrapolación (FA)

Son valores numéricos, aplicados a parámetros toxicolóxicos, en principio á CL<sub>50</sub>, para estimar limiares subletais ou de non efecto sobre organismos acuáticos.

### Fitodetrito mariño

Restos algais depositados en fondos submariños (fitoplancton) ou en praias (macroalgas).

### Fondo de maërl

Ver *Maërl*.

### Fouling

Conxunto de organismos acuáticos que se adhiren e medran sobre obxectos somerxidos, como cascos de barcos, estruturas de peiraos, redes de gaiolas e balsas. Ver *Antifouling*.

### Gráficos de burbulla

Representación dunha variable con puntos de diámetros proporcionais ao valor desta (*Bubble plots*).

### Hipoxia

Condición da auga ou do sedimento con reducida dispoñibilidade de osíxeno disolto, inferior ao 30 % do osíxeno en saturación.

### Homobiótico

Contaminante de orixe natural (*homo*: igual). Ver *Xenobiótico*.

### Imposex

Desorde reprodutiva producida en moluscos e que está causada por certos contaminantes mariños. Estes disruptores hormonais afectan ás femias de moluscos que desenvolven órganos sexuais masculinos (v.g. vasos deferentes e falsos penes) comprometendo a posta e a súa supervivencia. Ver *TBT*.

### Índices de Diversidade específica

Úsanse para medir a diversidade de especies existente nunha comunidade biolóxica. Un índice amplamente utilizado é o de Shannon-Wiener ( $H'$ ), que



contempla a cantidade de especies presentes na área de estudo (riqueza de especies) e a cantidade relativa de individuos de cada unha desas especies (abundancia). Este índice exprésase en *bit* (logaritmo en base 2) e normalmente toma valores entre 1 e 4,5 bit.

### Índices de ecotoxicidade

Intentan integrar ou ponderar a información procedente dunha batería de bioensaios mediante algún sistema de clasificación da súa toxicidade global. Algúns índices combinan ou incorporan información de ensaios de toxicidade xunto a parámetros fisicoquímicos, bioquímicos ou microbiolóxicos.

### Infaunal

Referido aos organismos que no caso dun fondo sedimentario viven entre as partículas. Escavan e desprázanse no interior do substrato.

### Inframareal

Franxa do medio mariño que comprende os fondos mariños permanentemente somerxidos, ou moi raramente emerxidos, dende o nivel inferior da baixamar ata a profundidade máxima compatible co desenvolvemento de fanerógamas mariñas e algas fotófilas, o que depende do grao de transparencia da auga. Non adoita sobrepasar os 15-20 m nas costas atlánticas.

### Integridade ecolóxica

A Directiva Marco Europea da Auga esixe manter o *bo estado ecolóxico* das masas de auga expostas a grandes volumes de descargas. Considera un *ecosistema saudable* aquel que funciona ben, é dicir, debe presentar capacidade de autorregulación e manter un grao aceptable de inercia e resiliencia ante as perturbacións. Para iso terá que conservar os seus parámetros característicos dentro do rango dos niveis de referencia ou de normalidade. A Integridade é unha condición subxacente

da organización funcional dun ecosistema, que se reflicte en variables estruturais e funcionais observables. Non existe un índice universal de integridade ecolóxica, polo que é necesario desenvolver indicadores específicos, a diferentes niveis da xerarquía biolóxica, que permitan unha avaliación precisa da situación dunha poboación ou comunidade local vixiada.

### Intermareal

Franxa do medio mariño afectada polo barrida das ondas e as mareas, polo que está sometida a inmersións e emersións periódicas. Nas costas atlánticas galegas, esta franxa ten unha notable amplitude de ata 4,5 m de desnivel relativo debido á oscilación mareal.

### Krigging

O krigeado é un método xeostatístico avanzado de estimación de puntos que utiliza un modelo de *variograma* para a obtención de datos. Esta técnica de interpolación asume que os datos recollidos dunha determinada poboación se atopan correlacionados no espazo de tal forma que: "*puntos próximos no espazo tenden a ter valores máis semellantes que os puntos máis distantes*". Xera unha superficie estimada a partir dun conxunto de puntos dispersados e proporciona algunha medida de certeza ou precisión das predicións.

### CL<sub>x</sub>

Concentración letal para unha porcentaxe *x* dos individuos ensaiados (*Lethal Concentration, LC<sub>x</sub>*).

### Litter bag

Técnica da "bolsa de follada", empregada fundamentalmente para estudar os procesos de descomposición de materia vexetal, tanto en medio terrestre como acuático.

## LOE

Cada liña de evidencia (*Lines of Evidence*) agrupa un determinado tipo de estresores (variables afectadas por un impacto ambiental) entre os utilizados na avaliación de impactos ecolóxicos.

## LOEC

A concentración máis baixa á que se observa un efecto significativo respecto control (*Lowest Observed Effect Concentration*).

## Maëri

É un termo xenérico de orixe francesa, utilizado para agrupar a aqueles leitos infra ou circalitorales cubertos por algas vermellas calcáreas, nodulares e de vida libre (rodolitos). A súa elevada diversidade biolóxica, complexidade estrutural, crecemento lento e sensibilidade ás condicións ambientais fan que estes fondos de algas vermellas coralinas se catalogaran como de protección prioritaria pola Directiva Hábitat da UE e son relativamente comúns nas nosas costas.

## Mesomareal

Ver Intermareal.

## Método Triaxial

Esquema conceptual do método de vixilancia ambiental integrado. O método integrado consta de tres liñas de evidencia e está baseado na aproximación do peso da evidencia. As tres liñas de evidencia ou eixos principais son: Exposición a estresores, Toxicidade potencial e Integridade ecolóxica.

## Microbiotest

Son versións reducidas dos bioensaios estándar, miniaturizados en kits de toxicidade para optimizar a súa relación custo-eficacia. Baséanse no uso

de criptobióticos (embrións, quistes ou ovos latentes) de determinadas especies da biota acuática. Ditos criptobióticos pódense almacenar durante largos períodos de tempo sen perder a súa viabilidade e incubalos a vontade rapidamente.

## Nivel de significación

En estatística, un resultado ou efecto é estatisticamente significativo cando é improbable que se debara ao azar. O nivel de significación ( $\alpha$ ) defínese como a probabilidade de rexeitar erroneamente a hipótese nula. Son comúns os niveis de significación do 0.05, 0.01 e 0.001. Se un contraste de hipóteses proporciona un valor p inferior a  $\alpha$ , a hipótese nula rexeitase, e o resultado denomínase estatisticamente significativo.

## NOEC

A concentración máis alta á que non se observa un efecto significativo respecto ao control (*No Observed Effect Concentration*).

## Organismo test

A especie utilizada nun ensaio biolóxico.

## HAP

Os hidrocarburos aromáticos policíclicos (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAH*) son compostos orgánicos que se compoñen de aneis aromáticos simples que se uniron, e non conteñen heteroátomos nin levan substituíntes. Os PAH son contaminantes derivados da utilización de combustibles fósiles ou biomasa. Algúns PAH identificáronse como carcinóxenos, mutáxenos e teratóxenos.

## Parámetro macroscópico

Son os parámetros que caracterizan o funcionamento (v.g. fluxos de enerxía) ou a estrutura do ecosistema (v.g. fisionomía).

## PCB

Os policlorobifenilos ou bifenilos policlorados (*PolyChlorinated Biphenyls*) ou compostos organoclorados, constitúen unha familia de 209 conxéneres, que se forman mediante a cloración de diferentes posicións do bifenilo, posúen unha estrutura química orgánica similar e preséntanse nunha variedade de formas. O grao de toxicidade é directamente proporcional ao grao de cloración da molécula. Os PCB poden chegar á hidrosfera por solubilización de restos en sedimentos, excreción de organismos mariños e por deposición húmida ou seca dende a atmosfera.

## PEEP

É un índice de ecotoxicidade (*Potential Ecotoxic Effects Probe*) que resume o potencial ecotóxico dunha vertedura baseado no uso dun conxunto apropiado de bioensaios multitróficos (descompoñedores, produtores primarios e consumidores) e pondera a toxicidade integrada dos bioensaios polo caudal dos efluentes para obter a carga tóxica.

## Perfil ecolóxico

É unha serie ordenada das respostas biolóxicas nas clases dun factor ou descriptor ao longo dun gradiente ambiental. Os perfís ecolóxicos é un método que facilita a identificación, caracterización e selección de bioindicadores.

## Persistencia dun tóxico

Estabilidade da propiedade tóxica dun composto ou unha mestura aos distintos tipos de degradacións posibles. Canto máis persistente é un tóxico, maior é a probabilidade de que se bioacumule e de exercer un dano biolóxico. Ver *Degradabilidade*.

## Perturbacións non Desexadas (PnD)

Cambios acontecidos polo cultivo que son intolerables, non só na súa contorna, senón tamén na ZEP.

## Pesticida - Praguicida

Produto químico para combater pragas de organismos prexudiciais.

## pH

A sigla refírese ao potencial de hidróxeno, que é unha medida da acidez ou alcalinidade dun medio. É o logaritmo inverso en base 10 da actividade dos ións hidróxeno. Varía de 0 a 14. Os medios con pH≈7 son neutros, con pH <7 son ácidos e con pH >7 son alcalinos. A auga oceánica é lixeiramente alcalina, cun pH que varía entre 7,5 e 8,4 en función da temperatura, Salinidade, presión ou profundidade e actividade vital dos organismos mariños.

## Planctónico

Relativo aos organismos que derivan pasivamente ou nadan debilmente na columna de auga.

## Plan de Vixilancia Ambiental (PVA)

O Plan de Vixilancia Ambiental é un sistema que permite coñecer a evolución do medio en relación cos prognósticos prognósticos realizados no EsIA, e valorar se se están cumprindo. Trátase dunha vixilancia dinámica que pode modificarse de conformidade coas observacións realizadas.

## Pradaría de fanerógamas mariñas

*Fanerógama* é un termo que se refire a aquelas plantas que presentan flores e, se ademais viven baixo o mar, chamámolas *fanerógamas mariñas*. Asíntanse sobre fondos brandos de tipo lama-areoso, formando auténticas pradarías mariñas (*seagrass meadows*) cunha gran densidade de individuos.

Posúen un recoñecido valor polos servizos e funcións ecolóxicas que prestan, por iso, normalmente atópanse protexidas por lexislacións comunitarias e estatais.

### Prebiótico

Produtos sintéticos ou naturais, que conteñen principalmente elementos estruturais de microorganismos que exercen un efecto beneficioso na saúde dos peixes. Ver *Probióticos*.

### Probióticos

Son alimentos con organismos vivos adicionados que se manteñen activos no intestino na cantidade suficiente como para cambiar de forma beneficiosa a microbiota intestinal do hospedador. O uso de pre e probióticos reduce a mortalidade dos peixes por medio da estimulación do sistema inmune (activan os leucocitos), actúan como promotores do crecemento ao favorecer a absorción de nutrientes e o seu uso diminúe os riscos ambientais asociados aos cultivos intensivos. Non actúan contra un microorganismo específico, polo que teñen un uso profiláctico xeral. Ver *Prebiótico* e *Vacina*.

### Produtores primarios

Son os organismos por onde entra a enerxía nos ecosistemas. Os principais produtores primarios do medio mariño son as algas, que mediante o proceso da fotosíntese captan a enerxía luminosa que procede do sol e convértena en enerxía química, coa concorrencia de CO<sub>2</sub>, auga e nitróxeno. No medio mariño distínguese entre produción primaria bentónica e planctónica á realizada polas macroalgas e polas microalgas (fitoplancton), respectivamente.

### QSAR

Relación cuantitativa entre a estrutura química dun composto e a súa actividade biolóxica (*Quantitative Structure Activity Relation*).

### Resiliencia

Capacidade de rehabilitación ou recuperación, dun recurso (hábitat natural, comunidade, poboación) ou dun servizo natural é o retorno ao seu estado de conservación básico. Ver *Estado de conservación*.

### Selección do sitio

Proceso para identificar os lugares máis apropiados para o desenvolvemento individual dunha granxa dentro de cada zona acuícola. Ver *Zonificación da acuicultura*.

### Sinal isotópico do <sup>15</sup>N (δ<sup>15</sup>N)

É o cociente dos isótopos estables do N, entre o isótopo máis pesado (<sup>15</sup>N) fronte ao máis lixeiro (<sup>14</sup>N), determinada no medio ou nos organismos. O sinal δ<sup>15</sup>N indica a desviación da composición da mostra fronte ao valor estándar internacional tomado do aire.

### Sistemas Multitróficos Integrados (IMTA)

(*Integrated Multi-Trophic Aquaculture*) É unha práctica acuícola na que os refugallos dunha especie se reciclan como fertilizantes ou alimento para outra. A acuicultura tradicional combínase coa acuicultura extractiva vexetal (v.g. algas) ou animal (v.g. moluscos, peixes) para crear sistemas ambientalmente sostibles (biomitigación), con maior estabilidade económica, diversificación de produtos e aceptación social. O termo Multitróficos refírese á incorporación de especies de diferentes niveis tróficos e Integrados refírese ao cultivo intensivo de diferentes especies conectadas pola transferencia de nutrientes ou enerxía a través da auga. Nesta guía distínguese dous tipos de IMTA, os *Outdoor*, emprazados no mar cerca de foco da vertedura, e os *Indoor*, situados dentro da instalación co obxecto de reutilizar os residuos da granxa antes da vertedura ao mar.

### Sólidos en Suspensión (SS)

Parámetro utilizado na cualificación da calidade da auga, que indica a cantidade de sólidos (mg/l) presentes, que poden separarse por medios mecánicos (filtración, centrifugación).

### Sustentabilidade

Que cumpre as necesidades das xeracións presentes sen comprometer as posibilidades das do futuro para atender as súas propias necesidades.

### Submareal

Ver *Inframareal*.

### Supralitoral

Franxa do medio mariño sometida á influencia directa da humectación e das salpicaduras do mar, pero que nunca queda somerxida nin sometida ao barrido das ondas.

### Tanatomasa

Masa de orixe vexetal ou animal representativa de organismos mortos, cuxos restos permanecen na comunidade. Normalmente, trátase de restos calcáreos persistentes durante un tempo prolongado.

### TBT

Tri-butil estaño (*Tri-Butyl Tin*) e os seus derivados son substancias que se usan como conservantes da madeira, como biocidas con un amplo espectro de acción e especialmente como axente anti-incrustante aplicado a cascos de buques, portos, canos submarinos, tanques... Algúns destes compostos son tóxicos (disruptores endócrinos), especialmente para moluscos gasterópodos e bivalvos, aos que provoca alteracións morfolóxicas. Ver *Imposex*.

### Toxicidade potencial

Describe a capacidade teórica que teñen os contaminantes verteduras de incorporarse polos organismos e provocar un dano.

### Toxicidade inmediata ou retrasada

Segundo sexan as características e composición da vertedura, poderíamos atopar un efecto tóxico agudo ou a curto prazo (*toxicidade inmediata ou non persistente*) e outro efecto tóxico crónico ou a longo prazo (*toxicidade retrasada ou persistente*). Ver *Persistencia dun tóxico*.

### Transecto

En Ecoloxía é un tipo de disposición das estacións ou unidades de mostraxe ao longo dunha liña ou corredor situado ao azar ou na dirección dun gradiente ambiental.

### Unidade de mostraxe (UM)

É a unidade mínima de observación da que se obterá información das variables útiles. O conxunto de unidades de mostraxe tomadas nunha estación ecolóxica (EE) constitúe a mostra representativa de dito universo. Segundo como se localicen as UM, así se denominará o tipo de mostraxe realizada (aleatoria, regular, estratificada...). O tamaño da mostra ou número de UM debe definirse para cada universo, en función da variabilidade observada, o nivel de confianza fixado e o nivel de erro aceptable. Ver *Mostra*.

### Unidade de Turbidez Nefelométrica (ntu)

Especificamente a ntu (*Nefelometric Turbidity Unit*) detalla unha técnica analítica para determinar a turbidez baseada na dispersión da luz por partículas en suspensión no seo dunha disolución e que mide o feixe de luz na dirección que forma un ángulo recto (90°).

## Urea

É un composto químico cristalino e incoloro  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ , produto terminal do metabolismo das proteínas como vía para excretar o amonio. Nos peixes óseos, o amonio producido por transdesaminación libérase simplemente do fígado ao sangue para o seu transporte ás branquias, e é rapidamente eliminado do sangue a medida que a auga pasa a través das branquias.

## Unidade tóxica (TU)

É a concentración dunha substancia expresada coma unha fracción do punto final de toxicidade medido (v.g.  $1/\text{CL}_{50}$ ).

## Vacina

Unha preparación de microorganismos atenuados ou mortos que se introduce no organismo dun peixe para inmunizalo contra unha enfermidade determinada. En acuicultura realízanse tratamentos preventivos con vacinas para reforzar as defensas naturais dos animais e mellorar a súa resistencia ás infeccións, cambios de temperatura e contaminantes. As vacinas e as dietas son fundamentais para previr e combater as doenzas dos animais acuáticos cultivados, á vez que contribúen a diminuír significativamente a contaminación ambiental ao reducir o uso doutros compostos químicos. Ver *Pre e probiótico*.

## Variancia

Constante que representa unha medida de dispersión media dunha variable aleatoria, respecto ao seu valor medio ou esperado. Pode interpretarse como medida de “variabilidade” da variable.

## Variograma (semivariograma)

É unha ferramenta que permite analizar o comportamento espacial dunha variable sobre unha área definida, obtendo como resultado a influencia dos

datos a diferentes distancias. A taxa de crecemento do variograma coa distancia indica a rapidez coa que a influencia dun foco decae coa distancia. Cando non hai máis correlación entre as mostras, o variograma alcanza o seu valor límite. Esta distancia crítica ou “rango”, dá unha definición máis precisa da noción de “zona de influencia”. A partir dos datos proporcionados polo variograma teórico, realízase a estimación por krigeaxe. Ver *Krigging*.

## WOE

Para obter unha idea comprensiva do conxunto de relacións establecidas entre a multiplicidade de parámetros que interveñen nos impactos ecolóxicos, convén contar coa aproximación conceptual baseada no peso da evidencia (Weight Of Evidence).

## Xenobiótico

Contaminante de orixe sintética. Ver *Homobiótico*.

## Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Área do fondo mariño e volume da masa de auga receptora onde a autoridade competente permite aos produtores algunha alteración dos niveis de determinados indicadores ambientais, definidos polos criterios de calidade ambiental, establecidos por grupos de expertos en base a estudos pilotos ou datos existentes, o que produce un efecto negativo sobre o ecosistema que sexa.

## Zona de influencia potencial (ZIP)

É a distancia ao foco de vertedura a partir do cal non se percibe, de maneira significativamente diferente ao control, efecto ecolóxico algún atribuíble a dita vertedura.

### **Zona de mestura (ZM)**

É a distancia media que vai dende o foco da vertedura ao punto onde a mestura se pode considerar completa.

### **Zona gris (gray zone)**

Situación de degradación, difícil de discernir cuantitativamente, intermedia entre as zonas con degradación certa e a ausencia desta.

### **Zonificación da acuicultura**

Definir zonas amplas adecuadas para as actividades acuícolas ou mesturas de actividades. Ver *Selección do sitio*.





# Anexos

Emisario dunha piscifactoría intensiva situada na costa norte de Galicia. Foto: C. Carballeira.





## ANEXO I

### Normas nacionais e internacionais e lexislación de referencia

#### Normativa de referencia para a aplicación dos métodos/normas

UNE	Norma UNE, acrónimo dunha Norma Española, son un conxunto de normas, normas experimentais e informes (estándares) creados nos Comités Técnicos de Normalización (CTN) da Asociación Española de Normalización e Certificación (AENOR).
UNE-EN	Unha Norma Española-European Norm. Normas AENOR que son estándares europeos.
UNE-EN-ISO	Unha Norma Española-European Norm-International Standarization Organization. Normas AENOR que son estándares europeos e internacionais.
ISO	Normativa internacional. Organización Internacional de Normalización.
SM	Métodos de análise para augas e augas residuais.

#### Mostraxe e análise fisicoquímica da calidade da auga

ISO 5667 – 1: 2006.	Calidade da auga. Mostraxe. Parte 1: Liñas directrices para a concepción de programas e técnicas de mostraxe. Nesta norma inclúese: definición de mostras tomadas en serie (perfis verticais), a preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario.
ISO 5667 – 9: 2003	Calidade da auga. Mostraxe. Parte 3: Guía para a conservación e manipulación das mostras de auga. Nesta norma inclúese: táboa de recomendacións para a conservación de mostras de macroalgas (masa fresca).

ISO 5667-24:2016	Calidade da auga. Determinación da temperatura. Mostraxe - Parte 24: Orientación sobre a auditoría da mostraxe da calidade da auga.
UNE-EN ISO 10523:2012	Calidade da auga. Determinación do pH. (ISO 10523:2008).
UNE-EN ISO 27888:1994	Calidade da auga. Determinación da condutividade eléctrica.
ISO 7027: 1999.	Calidade da auga. Determinación da turbidez. Nesta norma inclúese: método do tubo e do disco Secchi para a avaliación da transparencia; método da radiación difusa; método da atenuación da transparencia.
UNE-EN ISO 7027-1:2016	Calidade da auga. Determinación da turbidez. Parte 1: Métodos cuantitativos.
ISO 5814: 1990.	Calidade da auga. Determinación de Osíxeno Disolto mediante un método electroquímico a través dun sensor. Nesta norma inclúese: exemplo de calibrado do sensor, cálculo da concentración de O <sub>2</sub> , táboas de solubilidade do O <sub>2</sub> en función da temperatura, a Salinidade e a presión para a corrección dos datos.
UNE-EN 872:2006	Calidade da auga. Determinación dos sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidro.
ISO 8245:1999	Guía para a determinación de carbono orgánico total (TOC) e carbono orgánico disolto (DOC) Augas residuais e lixiviados.

ISO 10048:1991	Calidade da auga - Determinación de nitróxeno - Dixestión catalítica despois da redución con aliaxe de Devarda.	OECD 1992	Guideline for testing of chemicals. Test no. 301: Ready biodegradability.
ISO 10304-2:1995	Calidade da auga - Determinación de aniões disoltos por cromatografía líquida de - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, nitrato, nitrito, ortofosfato e sulfato en augas residuais.	OECD 1992	Guideline for testing of chemicals. Test nº 306: Biodegradability in Seawater.
ASTM D 4327-97 (1997)	Standard Test Method for Anions in Water by Chemically Suppressed Ion Chromatography.	ISO 11348-3:2007	Calidade da auga - Determinación do efecto inhibidor das mostras de auga sobre a emisión de luz de <i>Vibrio fischeri</i> (Proba de bacterias luminescentes) - Parte 3: Método que utiliza bacterias liofilizadas.
ISO 10304-1:2007	Calidade da auga - Determinación de aniões disoltos por cromatografía líquida de ións - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, fluoruro, nitrato, nitrito, fosfato e sulfato.	ISO 10253:2006	Calidade da auga - Proba de inhibición do crecemento de algas mariñas con <i>Skeletonema costatum</i> e <i>Phaeodactylum tricornutum</i> .
ISO 6060:1989	Calidade da auga - Determinación da demanda química de osíxeno.	OECD 2011	Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Test No. 201: Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test.
SM 5220-C	Determinación da DQO en mostras con contidos salinos >2g/l. Método alternativo. Std. Meth. Ed.20 (APHAWWA-WPCF).	USEPA 2002	Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to west coast marine and estuarine organisms, third ed. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, p. 370.

### Bioensaios *in vitro* de Toxicidade dos efluentes

ISO 5815-1:2003	Calidade da auga - Determinación da demanda bioquímica de osíxeno despois de n días (DBOn) - Parte 1: Método de dilución e sementeira con adición de alitiourea.	Environment Canada 2011	Biological Test Method: Fertilization Assay Using Echinoids (sea urchins and sand dollars), Method Development and Applications. Environmental Technology Center, Ottawa, p. 140.
ISO 5815-2:2003	Calidade da auga - Determinación da demanda bioquímica de osíxeno despois de n días (BODn) - Parte 2: Método para mostras sen diluír.		

### Toma de datos e bioensaios *in situ*

UNE-EN 15972:2012	Calidade da auga. Directrices para o estudo cuantitativo e cualitativo do fitoplancton mariño.
-------------------	--

EN ISO 5667-3:2012	Calidade da auga. Mostraxe. Parte 3: Establece os requisitos xerais para a mostraxe, a preservación, a manipulación, o transporte e o almacenamento de tódalas mostras de auga, incluídas as de análises biolóxicas.
ISO 10260:1992	Calidade da auga. Medida de parámetros bioquímicos. Determinación espectrométrica da concentración de clorofila-a.
FIRMS, 2011	Carter J.F., Barwick, V.J. (Eds). 2011. Good practice guide for isotope ratio mass spectrometry. Forensic Isotope Ratio Mass Spectrometry (FIRMS). UK.
ISO 16665:2005	Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños.
ISO 19493:2007	Calidade da auga. Liñas directrices para a realización de estudos biolóxicos mariños de poboacións de substrato duro. Nesta norma inclúense: mostraxe, indicacións para a identificación taxonómica, tratamento das mostras, formulario de campo tipo.
NS 4783	Análise da auga – Determina por espectrometría de absorción atómica do contido metálico en material biolóxico.
ISO Guide 33:2015	Materiais de referencia - Boas prácticas no uso de materiais de referencia.
UNESCO/WHO/UNEP 1996	Avaliacións da calidade da auga: unha guía para o uso da biota, os sedimentos e a auga

	na vixilancia ambiental. Ed. Por D. Chapman, Cambridge, p. 609.
ISO 15586:2003	Calidade da auga - Determinación de elementos traza utilizando espectrometría de absorción atómica con forno de grafito.
ISO 10710:2010	Calidade da auga - Proba de inhibición do crecemento coa macroalga de auga mariña e salobre <i>Ceramium tenuicorne</i>

#### Nota

A estandarización dun bioensaio para un único contaminante lévao a cabo a OECD. Cando se trata de validar e estandarizar os bioensaios para a avaliación das mostras ambientais, encárgase a International Organization for Standardization (ISO) (Reifferscheid e Buchinger, 2017).

Reifferscheid, G., Buchinger, S.R. 2017. *In vitro* Environmental Toxicology - Concepts, Application and Assessment. Vol. 157 de Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology. Springer, pp. 324

#### Lexislación de referencia

##### Lexislación acuicultura

##### Lexislación autonómica zona terrestre

Lei 11/2008, do 3 de decembro, de pesca de Galicia (DOG núm. 243, do 16.12.2008).

Lei 6/2009, do 11 de decembro, de modificación da Lei 11/2008, do 3 de decembro, de pesca de Galicia (DOG núm. 243, do 15.12.2009).

Decreto 274/2003, do 4 de xuño, polo que se regula o procedemento de obtención do permiso e concesión de actividade para os establecementos

de acuicultura e auxiliares de acuicultura na zona terrestre (DOG núm. 110, do 09.06.2003).

Decreto 20/2011, do 10 de febreiro, polo que se aproba definitivamente o Plan de Ordenación do Litoral de Galicia (DOG núm. 37, do 23.02.2011).

Orde do 15 de marzo de 2012, conxunta das consellerías de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas e do Medio Rural e do Mar, sobre o réxime de avaliación ambiental dos establecementos de acuicultura en parte litoral da zona terrestre (DOG núm. 66, do 04.04.2012).

Orde do 13 de xullo de 1993, pola que se aproba a instrución para o proxecto de conducións de verteduras desde a terra ao mar (BOE núm. 178, do 27.07.1993).

### **Estratexias mariñas (Lexislación estatal)**

Lei 41/2010, de 29 de decembro, de protección do medio mariño (BOE núm. 317 do 30.12.2010)

Resolución de 13 de novembro de 2012, da Secretaría de Estado de Medio Ambiente, pola que se publica o Acordo do Consello de Ministros do 2 de novembro de 2012, polo que se aproban os obxectivos ambientais das estratexias mariñas españolas (BOE núm. 285 do 27.11.2012)

Real Decreto 1365/2018, de 2 de novembro, polo que se aproban as estratexias mariñas (BOE núm. 279 do 19.11.2018)

Real Decreto 79/2019, de 22 de febreiro, polo que se regula o informe de compatibilidade e establécense os criterios de compatibilidade coas estratexias mariñas. (BOE núm. 47 do 23.02.2019)

### **Avaliación ambiental de proxectos (lexislación estatal)**

Lei 42/2007, de 13 de decembro, do Patrimonio Natural e da Biodiversidade (BOE núm. 299, de 14.12.2007).

A DIRECTIVA 2008/56/CE DO PARLAMENTO EUROPEO E DO CONSELLLO do 17 de xuño de 2008 pola que se establece un marco de acción comunitaria para a política do medio mariño (Directiva marco sobre a estratexia mariña).

Orde ARM/2656/2008, do 10 de setembro, polo que se aproba a instrución da planificación hidrolóxica.

Lei 21/2013, de 9 de decembro, de avaliación ambiental. (BOE núm. 296, de 11 de decembro de 2013).

Orde AAA/1260/2014, de 9 de xullo, pola que se declaran Zonas de Especial Protección para as Aves en augas mariñas españolas (BOE núm. 173, de 17.07.2014).

Real Decreto Lexislativo 1/2016, de 16 de decembro, polo que se aproba o texto refundido da Lei de prevención e control integrados da contaminación (BOE núm. 316, de 31.12.2016).

### **Avaliación da incidencia ambiental de actividades (lexislación autonómica)**

Lei 9/2013, do 19 de decembro, de emprendemento e da competitividade económica de Galicia. (DOG núm. 247, do 27.12.2013).

Decreto 37/2014, do 14 de marzo, polo que se declaran zonas especiais de conservación, os lugares de importancia comunitaria de Galicia e apróbase o Plan Director da Rede Natura 2000 de Galicia (DOG núm. 62, do 31.03.2014).

### **Augas**

Lei 9/2010, do 4 de novembro, de augas de Galicia (DOG núm. 222, do 18.11.2010).

Real Decreto Legislativo 1/2001, do 20 de xullo, polo que se aproba o texto refundido da Lei de augas. (BOE núm. 176, do 24.07.2001).

Directiva 2008/56/CE do Parlamento Europeo e do Consello, do 23 de outubro do 2000, pola que se establece un marco comunitario de actuación no ámbito da política de augas.

DIRECTIVA 2014/101/UE DA COMISIÓN, do 30 de outubro de 2014, que modifica a Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeo e do Consello, pola que se establece un marco comunitario de actuación no ámbito da política de augas.

## **Sanidade Animal**

Lei 8/2003, de 24 de abril, de sanidade animal. (BOE núm. 99, do 25.04.2003).

Real Decreto 1614/2008, do 3 de outubro, relativo aos requisitos zosanitarios dos animais e os produtos da acuicultura, así como a prevención e o control de determinadas enfermidades dos animais acuáticos (BOE núm. 242, do 07.04.2008).

Real Decreto 479/2004, do 26 de marzo, polo que se establece e regula o Rexistro xeral de explotacións gandeiras (BOE núm. 89, do 13.04.2004).

Real Decreto 617/2007, do 16 de maio, polo que se establece a lista de enfermidades dos animais de declaración obrigatoria e se regula a súa notificación. (BOE núm. 118, do 17.05.2007).

Directiva 2006/88/CE do consello, do 24 de outubro de 2006, relativa aos requisitos zosanitarios dos animais e dos produtos da acuicultura, e á prevención e o control de determinadas enfermidades dos animais acuáticos.

Regulamento (CE) núm. 708/2007 do consello, do 11 de xuño de 2007, sobre o uso das especies exóticas e as especies localmente ausentes na acuicultura.

## ANEXO II

Formularios para a mostraxe e o desenvolvemento de bioensaos

Identificación do plan de vixilancia ambiental  Nivel de Vixilancia   Data / /

### Datos identificativos da granxa

Datos da empresa		Enderezo de contacto	
Nome		Rúa / nº / andar / porta	
		Poboación	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		Fax	
		Persoa de contacto	
		e-mail	
Datos da concesión			
Código		Superficie ocupada	
Coordenadas toma	Latitude / Lonxitude	Caudal máximo (nº bombas)	
	/		
Coordenadas vertedura	/		
Cultivo especie 1		Cultivo especie 2	
Nº de tanques		Nº de tanques	
Tamaño especies		Tamaño especies	
Material dos tanques		Material dos tanques	
Produción anual total sp 1		Produción anual total sp 2	



- Datos identificativos do operador/entidade/empresa ambiental que realiza a vixilancia

Datos do operador ambiental		Dirección de contacto	
Empresa		Rúa / nº / andar / porta	
		Poboación	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		e-mail	
		Fax	
		Coordinador da campaña	

## Vixilancia visual

- Indicadores que poderían ser observados, dentro da área de influencia da granxa, na auga ou no fondo das franxas inter e sub mareal.
- Cheiro manifesto
- Elementos flotantes na superficie da auga ou da zona intermareal (películas de aceites, deterxentes, combustibles...)
- Restos visibles de penso
- Restos de fouling derivado de limpeza de instalacións
- Outros materiais procedentes da estrutura ou mantemento das instalacións (v.g. envases, bolsas de penso, plásticos...)
- Restos de peixes cultivados
- Presenza de escapes

Inspección visual da franxa intermareal			
Transecto	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Descrición dos indicadores observados
Punto 1			
Punto 2			
Punto 3			
.....			
Punto n			

Inspección visual da franxa submareal (descrición de puntos de mostraxe en superficie e fondo)			
Transecto transversal (10 × 100 m)	Coordenadas dos extremos do transecto		Descrición dos indicadores observados
	Lonx / Lat	Lonx / Lat	
Zona 1 (50 m)			
Zona 2 (100 m)			
Zona 3 (200 m)			
Zona 4 (400 m)			
Zona 5 (800 m)			

<b>Cuantificación para todos os indicadores, excepto cadáveres e escapes</b>	
<b>% de contactos ou de interceptación</b>	<b>Valor</b>
>5	0
1-5	2
0-1	6
0	10
<b>Cuantificación para cadáveres ou escapes</b>	
Presenza	0
Ausencia	10



Valoración de vixilancia	Cualificación
Todos os valores teñen valor 10	Excelente
Todos os valores teñen valor $\geq 6$	Moi boa
Algún indicador ten un valor igual a 2	Boa
Algún indicador ten un valor igual a 0	Mala
De 2 ou máis indicadores teñen un valor igual a 0	Pésima

## Vixilancia metódica

### Mostraxe do influente/efluente

Data \_\_/\_\_/\_\_\_\_ Técnico responsable da toma de mostrax \_\_\_\_\_

Mostraxe automática: Duración: \_\_ horas, de \_\_ a \_\_. Periodicidade: cada \_\_\_ minutos Tamaño mostra \_\_\_ ml

Mostraxe manual: Duración: de \_\_ a \_\_ horas Momentos (horas) \_\_\_\_\_ Tamaño mostra \_\_\_ ml

Mantemento da *mostra composta* antes de procesar:

#### *Influente*

Submuestra 1 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

Submuestra 2 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

Submuestra 3 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

#### *Efluente*

Submuestra 1 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

Submuestra 2 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

Submuestra 3 Vol. \_\_\_ ml t \_\_\_ °C de \_\_/\_\_/\_\_ a \_\_/\_\_/\_\_ Tipo de procesado \_\_\_\_\_

**Observacións da Mostraxe** (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):

Análise físicoquímica in situ e in vitro do Influyente (I) e do Efluente (E)

Variable	Réplica	I/E	Equipo (marca) ou método	Data ( / / )	Hora ( : )	Unidades	Observacións
<b>In situ</b>							
Temperatura	1	I					
Temperatura	2	I					
Temperatura	3	I					
Temperatura	1	E					
Temperatura	2	E					
Temperatura	3	E					
Salinidade	1	I					
Salinidade	2	I					
Salinidade	3	I					
Salinidade	1	E					
Salinidade	2	E					
Salinidade	3	E					

Osíxeno Disolto	1	I					
Osíxeno Disolto	2	I					
Osíxeno Disolto	3	I					
Osíxeno Disolto	1	E					
Osíxeno Disolto	2	E					
Osíxeno Disolto	3	E					
Turbidez	1	I					
Turbidez	2	I					
Turbidez	3	I					
Turbidez	1	E					
Turbidez	2	E					
Turbidez	3	E					
pH	1	I					
pH	2	I					
pH	3	I					
pH	1	E					
pH	2	E					
pH	3	E					

<i>In vitro</i>						
Amonio	1	I				
Amonio	2	I				
Amonio	3	I				
Amonio	1	E				
Amonio	2	E				
Amonio	3	E				
DBO <sub>5</sub>	1	I				
DBO <sub>5</sub>	2	I				
DBO <sub>5</sub>	3	I				
DBO <sub>5</sub>	1	E				
DBO <sub>5</sub>	2	E				
DBO <sub>5</sub>	3	E				



DQO	1	I					
DQO	2	I					
DQO	3	I					
DQO	1	E					
DQO	2	E					
DQO	3	E					
Fosfatos	1	I					
Fosfatos	2	I					
Fosfatos	3	I					
Fosfatos	1	E					
Fosfatos	2	E					
Fosfatos	3	E					
Nitróxeno total	1	I					
Nitróxeno total	2	I					
Nitróxeno total	3	I					
Nitróxeno total	1	E					
Nitróxeno total	2	E					
Nitróxeno total	3	E					

COT	1	I				
COT	2	I				
COT	3	I				
COT	1	E				
COT	2	E				
COT	3	E				
SS	1	I				
SS	2	I				
SS	3	I				
SS	1	E				
SS	2	E				
SS	3	E				

**Observacións durante a toma de datos e da análise fisicoquímica das mostras (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):**

*Bioensayos toxicolóxicos: Influyente (I) e Efluente (E)*

Especie test	Réplica	I/E	Método (ISO, referencia bibliográfica...)	Data (_/_/__)	Hora (__:__)	EC <sub>10</sub> (% vertedura)	EC <sub>20</sub> (% vertedura)	EC <sub>50</sub> (% vertedura)	Observacións
Bacteria	1								
Bacteria	2								
Bacteria	3								
Bacteria	1								
Bacteria	2								
Bacteria	3								
Microalga	1								
Microalga	2								
Microalga	3								
Microalga	1								
Microalga	2								
Microalga	3								
Equinodermo	1								
Equinodermo	2								
Equinodermo	3								
Equinodermo	1								
Equinodermo	2								
Equinodermo	3								
Outra sp test									
.....	.....								

**Observacións (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):**

## Integración dos resultados dos bioensaios toxicolóxicos

Índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe)

$$PEEP = \log_{10} \left[ 1 + n \cdot \left( \sum \frac{T_i}{N} \right) \cdot Q \right]$$

Onde

- n número de mostrás que exhiben unha resposta tóxica
- N número total de mostrás
- T porcentaxe de toxicidade xerada por cada un dos bioensaios (valores ECx calculados)
- Q caudal medio do efluente (m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>)

Exemplo de cálculo do Índice PEEP (cos valores de EC10 obtidos nos distintos bioensaios do laboratorio) para o efluente de hipotéticas granxas mariñas instaladas en terra na zona litoral.

		Unidades Tóxicas						Pegada tóxica	Caudal (Q) do efluente (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	Carga Tóxica	PEEP (fluctúa de 1 a 10)
		Descompoñedor		Produtor primario		Consumidor					
Bioensaio		Sp 1	Sp 2	Sp 3	Sp 4	Sp 5	Sp 6				
Efluente problema	I	2,7	2,5	134,5	7,2	21,7	18,5	187,1	23.311	4.361.534	6,6
	II	1,4	1,3	2,6	4,2	4,5	22,2	36,2	5.690	206.112	5,3
	III	2,1	4,5	22,9	23,4	90,1	19,6	162,8	1.020	166.130	5,2
	IV	2,5	3,1	n.d.	2,4	n.d.	4,7	8,6	6.160	52.748	4,7
	V	1,9	3,1	n.d.	1,9	3,5	4,4	12,3	872	10.751	4,0

*Ecosistema receptor: Gradiente de exposición*

Concentración clorofila (mostra de auga tomada a 1 m de profundidade)

Zona Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Data (__/__/__)	Hora (__:__)	Clorofila (ugl <sup>-1</sup> )
0 - 50 m	1					
0 - 50 m	2					
0 - 50 m	3					
.....	...					
100 – 150 m	1					
100 – 150 m	2					
100 – 150 m	3					
.....	...					
200 – 250 m	1					
200 – 250 m	2					
200 – 250 m	3					
.....	...					
500 – 550 m	1					
500 – 550 m	2					
500 – 550 m	3					
.....						
Outra distancia						

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Gradiente de exposición*

*Signal Isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  en macroalgas da franxa intermareal (mostra composta da mesma especie, 10 submostras)*

Zona Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Biomonitor (sp)	Data ( _ / _ / _ )	Hora ( _ : _ )	Signal $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
0 - 50 m	1						
0 - 50 m	2						
0 - 50 m	3						
.....	.....						
100 – 150 m	1						
100 – 150 m	2						
100 – 150 m	3						
.....	.....						
200 – 250 m	1						
200 – 250 m	2						
200 – 250 m	3						
.....	.....						
500 – 550 m	1						
500 – 550 m	2						
500 – 550 m	3						
.....	.....						
Outra distancia	1						
....	.....						

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Gradiente de exposición*

*Acumulación de microcontaminantes en organismos sésiles da franxa intermareal (mostra composta de cada especie analizada, 10 submostras)*

Zona Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Biomonitor (sp)	Data ( / / )	Hora ( : )	Contaminante (unidades)				
							C1	C2	C3	...	Cn
0 - 50 m	1										
0 - 50 m	2										
0 - 50 m	3										
....	....										
100 – 150 m	1										
100 – 150 m	2										
100 – 150 m	3										
....	....										
200 – 250 m	1										
200 – 250 m	2										
200 – 250 m	3										
....	....										
500 – 550 m	1										
500 – 550 m	2										
500 – 550 m	3										
....	....										
Outra distancia	1										
....	....										

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Gradiente de exposición*

*Acumulación de microcontaminantes en organismos sésiles da franxa intermareal (mostra composta de cada especie analizada, 10 submostras)*

Zona Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Biomonitor (sp)	Data ( _ / _ / _ )	Hora ( _ : _ )	Danos histolóxicos encontrados	
							Fagocitose hemocítica	Esfoliación branquial
0 - 50 m	1							
0 - 50 m	2							
0 - 50 m	3							
....	....							
100 - 150 m	1							
100 - 150 m	2							
100 - 150 m	3							
....	....							
200 - 250 m	1							
200 - 250 m	2							
200 - 250 m	3							
....	....							
500 - 550 m	1							
500 - 550 m	2							
500 - 550 m	3							
....	....							
Outra distancia	1							
.....	.....							

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**



*Ecosistema receptor: Gradiente de exposición*

*Biomasa o Cobertura de macroalgas oportunistas na franxa intermareal (raspado de todas as algas da cuadrícula; mostra composta de cada especie estudada, 10 cuadrículas)*

Zona Transecto	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Especie	Data ( _ / _ / _ )	Hora ( _ : _ )	Tamaño cuadrícula	Biomasa (kg ps.m <sup>2</sup> ) Cobertura (%)
0 - 50 m	1							
0 - 50 m	2							
0 - 50 m	3							
....	....							
100 – 150 m	1							
100 – 150 m	2							
100 – 150 m	3							
....	....							
200 – 250 m	1							
200 – 250 m	2							
200 – 250 m	3							
....	....							
500 – 550 m	1							
500 – 550 m	2							
500 – 550 m	3							
....	....							
Outra distancia	1							
....	....							

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.)**

*Ecosistema receptor: Hábitats sensibles ou comunidades singulares*

Sinal isotópico  $\delta^{15}\text{N}$  (mostra composta, 10 submostras)

Zona	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Especie	Data ( / / )	Hora ( : )	Sinal $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Problema 1	1						
Problema 1	2						
Problema 1	3						
Problema 1	4						
Problema 1	5						
Control 1	1						
Control 1	2						
Control 1	3						
Control 1	4						
Control 1	5						
Problema 2	1						
Problema 2	2						
Problema 2	3						
Problema 2	4						
Problema 2	5						
Control 2	1						
Control 2	2						
Control 2	3						
Control 2	4						
Control 2	5						

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Fondo de Maërl*

*Ratio Biomasa/Tanatomasa (raspado de toda a comunidade, 10 cuadrículas)*

Zona	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade (m)	Data ( / / )	Hora ( : )	Biomasa/Tanatomasa (%)
Problema	1						
Problema	2						
Problema	3						
Problema	4						
Problema	5						
.....	.....						
Control	1						
Control	2						
Control	3						
Control	4						
Control	5						

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Pradaría de fanerógamas*

Densidade de feixes

Zona	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade (m)	Data ( / / )	Hora ( : )	Tamaño Cuadrícula	Densidade de feixes (nnsi <sup>2</sup> )
Problema	1							
Problema	2							
Problema	3							
Problema	4							
Problema	5							
.....	.....							
Control	1							
Control	2							
Control	3							
Control	4							
Control	5							

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Pradaría de fanerógamas*

*Cobertura* (mídese visualmente ao longo dun transecto lineal de ≈40 m estimando a porcentaxe de intercepción)

Zona	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade (m)	Data ( _ / _ / _ )	Hora ( _ : _ )	Lonx. Interceptada / Lonx. Total transecto	Cobertura (% intercepción)
Problema	1							
Problema	2							
Problema	3							
Problema	4							
Problema	5							
.....	.....							
Control	1							
Control	2							
Control	3							
Control	4							
Control	5							

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

*Ecosistema receptor: Hábitats sensibles ou comunidades singulares*

*Delimitación do hábitat (o número de coordenadas para deslindar o hábitat depende do tamaño e a forma ou compacidade)*

Tipo de hábitat	Réplica	Lonxitude (X)	Latitude (Y)	Profundidade (m)	Data ( / / )	Observacións
Hábitat 1	1					
Hábitat 1	2					
Hábitat 1	3					
Hábitat 1	4					
.....	....					
Hábitat 1	n					
Hábitat 2	1					
Hábitat 2	2					
Hábitat 2	3					
Hábitat 2	4					
.....	.....					
Hábitat n	n					

**Observacións da Mostraxe (incidencias, datos que se van a desbotar, etc.):**

## ANEXO III

Resumo da normativa dispoñible sobre a mostraxe, procesamento, análise e criterios de interpretación das variables explicativas e de estado				
Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
<b>Análise fisicoquímica</b>				
Mostraxe	ISO 5667 - 1: 2006	<b>Calidade da auga. Mostraxe.</b> Nesta norma inclúense: definicións referentes aos tipos de mostraxes que se poden realizar. o equipo de mostraxe xenérico, tanto para mostraxas de auga como de sedimentos. a preparación dunha campaña de mostraxe e de todo o equipo necesario. transporte, almacenamento e rexistro das mostraxas extraídas.	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Criterios dados nesta guía</li> </ul>
Mostraxe e conservación de mostraxas de augas e biolóxicas	ISO 5667 – 9: 2003 EN-ISO 5667-3:2012	Calidade da auga. Mostraxe Nestas normas establécense os requisitos xerais para a mostraxe, a preservación, a manipulación, o transporte e o almacenamento de tódalas mostraxas de auga, incluídas as de análises biolóxicas.	Análise fisicoquímica do influente/efluente Biomasa de organismos formadores do hábitat	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Criterios dados nesta guía</li> </ul>
Temperatura	ISO 5667-24:2016	<b>Calidade da auga. Determinación da temperatura da auga</b> Seguir as especificacións do fabricante da sonda utilizada	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> <li>Nas instalacións que se atopen nas masas de auga descritas pola táboa 45 de dita orde, utilizaranse os criterios de calidade que se describen na mesma.</li> </ul>
pH	UNE-EN ISO 10523:2012 ISO 10523:2008.	<b>Calidade da auga. Determinación do pH da auga</b> Seguir as especificacións do fabricante da sonda utilizada	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• DIRECTIVA 2006/113/CE</li> <li>• Criterios de calidade dados nesta guía</li> <li>• Augas de Galicia</li> </ul>
Conductividade eléctrica	UNE-EN ISO 27888:1994	<b>Calidade da auga. Determinación da condutividade eléctrica</b> Seguir as especificacións do fabricante da sonda utilizada	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> <li>• DIRECTIVA 2006/113/CE</li> <li>• Augas de Galicia</li> </ul>
Turbidez	ISO 7027: 1999  UNE-EN ISO 7027-1:2016	<b>Calidade da auga. Determinación da turbidez.</b> Nesta norma inclúese: método do tubo e do disco Secchi para a avaliación da transparencia; método da radiación difusa; método da atenuación da transparencia Parte 1: Métodos cuantitativos. Seguir as especificacións do fabricante da sonda utilizada	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> <li>• Augas de Galicia</li> </ul>
Oxíxeno disolto	ISO 5814: 1990	<b>Calidade da auga. Determinación de Osíxeno Disolto mediante un método electroquímico a través dun sensor.</b> Nesta norma inclúese: exemplo de calibración do sensor, cálculo da concentración de O <sub>2</sub> , táboas de solubilidade do O <sub>2</sub> en función da temperatura, a salinidade e a presión para a corrección dos datos. Seguir as especificacións do fabricante da sonda utilizada	Análise fisicoquímica do influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> <li>• DIRECTIVA 2006/113/CE</li> <li>• Augas de Galicia</li> </ul>

Resumo da normativa dispoñible sobre a mostraxe, procesamento, análise e criterios de interpretación das variables explicativas e de estado

Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Sólidos en suspensión	UNE-EN 872:2006	<b>Calidade da auga. Determinación dos sólidos en suspensión.</b> Método de filtración por filtro de fibra de vidro.	Análise fisicoquímica do influente/efluente	• Augas de Galicia
Carbono Orgánico Total	ISO 8245:1999	<b>Calidade da auga. Carbono Orgánico Total.</b> Guía para a determinación de carbono orgánico total (TOC) e carbono orgánico disolto (DOC) Augas residuais e lixiviados	Análise fisicoquímica do influente/efluente	• Augas de Galicia
Formas nitroxenadas	ISO 10048:1991 ISO 10304-1:2007 ISO 10304-2:1995 ASTM D 4327-97 (1997)	<b>Calidade da auga. Nitróxeno total. N-Nitratos. N-Amonio.</b> Determinación de nitróxeno - Dixestión catalítica despois da redución con aliaxe de Devarda. Determinación de aniões disoltos por cromatografía líquida de ións - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, fluoruro, nitrato, nitrito, fosfato e sulfato. Método estándar para aniões en auga mediante cromatografía de ións quimicamente suprimida.	Análise fisicoquímica do influente/efluente	• Augas de Galicia
Fosfato	ISO 10304-1:2007	<b>Calidade da auga. Fósforo total. F-Fosfatos</b>	Análise fisicoquímica do influente/efluente	• Augas de Galicia
Demanda Química de Osixeno	ASTM 5220-C ISO 6060:1989 SM 5220-C	<b>Calidade da auga. Determinación da demanda química de osixeno (DQO) Método do dicromato.</b> Determinación da DQO en mostras con contidos salinos >2g/l. Método alternativo.	Análise fisicoquímica do influente/efluente	• Augas de Galicia
<b>Toxicidade de efluentes</b>				
Demanda Bioquímica de Osixeno	ISO 5815-1:2003 ISO 5815-2:2003	<b>Toxicidade do efluente. Demanda Bioquímica de Osixeno</b> Consultar o texto desta guía (bibliografía e adaptación do método)	Caracterización toxicolóxica do influente/efluente	• Criterios de calidade do efluente dados nesta guía
Biodegradabilidade aeróbica	Test 301 e 306 Guías OECD (1992)	<b>Toxicidade do efluente. Biodegradabilidade previa</b> Avaliación en medio acuoso da biodegradabilidade aerobia final de compostos orgánicos. Método por análise da demanda química de osixeno. Consultar o texto desta guía (Adaptación do método de Costan et al., 1993)	Caracterización toxicolóxica do influente/efluente	• Criterios de calidade do efluente dados nesta guía
Bioensaio de luminescencia bacteriana	ISO 11348-3:2007	<b>Toxicidade do efluente. Bioensaio de luminescencia bacteriana</b> Consultar o texto desta guía (bibliografía e adaptación do método)	Caracterización toxicolóxica do influente/efluente	• Criterios de toxicidade do efluente dados nesta guía
Bioensaio de inhibición do crecemento de microalgas	ISO 10253:2006 ISO 10253:2006 OECD (2011)	<b>Toxicidade do efluente. Bioensaio de crecemento de microalgas</b> Consultar o texto desta guía (bibliografía e adaptación do método)	Caracterización toxicolóxica do influente/efluente	• Criterios de toxicidade do efluente dados nesta guía
Bioensaio de embrións de ourizo	USEPA (2002) Environment Canada (2011)	<b>Toxicidade do efluente. Bioensaio de embrións de ourizo de mar</b> Consultar o texto desta guía (Adaptación del método en Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, L., DelValls, T.A. 2012.)	Caracterización toxicolóxica do influente/efluente	• Criterios de toxicidade do efluente dados nesta guía (Carballeira et al 2012c.)



Resumo da normativa dispoñible sobre a mostraxe, procesamento, análise e criterios de interpretación das variables explicativas e de estado				
Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
<b>Toma de datos e bioensaos in situ</b>				
<b>Clorofila a</b>	<b>UNE-EN 15972:2012</b> <b>ISO 10260:1992</b>	<b>Calidade do hábitat. Determinación de clorofila a</b> Calidade da auga. Directrices para o estudo cuantitativo e cualitativo do fitoplancto mariño. Calidade da auga. Medida de parámetros bioquímicos. Determinación espectrométrica da concentración de clorofila-a.	Integridade ecolóxica do sistema peláxico	OCDE, 1982 • ORDE ARM/2656/2008
<b>Sinal isotópico d<sup>15</sup>N en biota</b>	<b>FIRMS, 2011</b> <b>ISO 16665:2005</b> <b>ISO 19493:2007</b>	<b>Calidade do hábitat. Exposición: Sinal isotópico d<sup>15</sup>N en biota</b> Guía de boas prácticas para a determinación de isótopos mediante espectrometría de masas. As ISO refírense á mostraxe da biota sobre substrato brando ou duro Consultar o texto desta guía (bibliografía e adaptación do método)	Descritor de exposición Delimitación ZIP e ZEP Integridade ecolóxica	• Criterios de calidade (exposición e integridade ecolóxica) dados nesta guía.
<b>Contaminantes traza</b> <b>Biomarcadores histolóxicos en biota</b>	<b>NS 4783</b> <b>ISO Guide 33:2015</b> <b>UNESCO/WHO/UNEP (1996)</b> <b>ISO 15586:2003</b> <b>Biomarcadores baseados en Carballeira et al. (2011)</b>	<b>Calidade do hábitat. Exposición e Alteración: Análise de contaminantes traza e de biomarcadores histolóxicos de organismos nativos</b> Consultar outros métodos e técnicas analíticas para cada contaminante en particular. Consultar o texto e a bibliografía desta guía	Descritor de exposición Delimitación ZIP e ZEP Integridade ecolóxica	• Criterios de calidade xenéricos para os factores de contaminación
<b>Bioensaio de discos de <i>Ulva</i> spp.</b>	<b>ISO 10710:2010</b>	<b>Calidade do hábitat. Alteración: Bioensaio de discos de <i>Ulva</i> spp.</b> Consultar o texto e a bibliografía desta guía (Dalsgaard e Krause-Jensen, 2006)	Integridade ecolóxica do sistema peláxico	• Criterios de calidade (exposición e integridade ecolóxica) dados nesta guía.
<b>Mostraxe dos fondos brandos mariños</b>	<b>ISO 16665:2005</b>	<b>Calidade do hábitat. Alteración: Directrices para a mostraxe cuantitativa e o tratamento de mostras da macrofauna dos fondos brandos mariños.</b>	Biomasa de organismos formadores do hábitat Integridade ecolóxica de hábitats especiais	• ORDE ARM/2656/2008
<b>Mostraxe de substratos duros</b>	<b>ISO 19493:2007</b>	<b>Calidade do hábitat. Alteración: Liñas directrices para a realización de estudos biolóxicos mariños de poboacións de substrato duro.</b> Nesta norma inclúense: • mostraxe • indicacións para a identificación taxonómica • tratamento das mostras • formulario de campo tipo Consultar o texto desta guía (bibliografía e adaptación do método)	Biomasa de organismos formadores do hábitat Integridade ecolóxica de hábitats especiais	• Criterios de calidade (exposición e integridade ecolóxica) dados nesta guía.

Resumo da normativa dispoñible sobre a mostraxe, procesamento, análise e criterios de interpretación das variables explicativas e de estado

Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Pradarías de fanerógamas	ISO 16665:2005	<b>Calidade do hábitat. Alteración: Prado de fanerógamas. Cobertura. Densidade de feixes</b> Consultar o texto desta guía (ver bibliografía)	Integridade ecolóxica de hábitats especiais	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Criterios de calidade (exposición e integridade ecolóxica) dados nesta guía</li> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> </ul>
Fondos de maërl	ISO 5667 - 9:2003 ISO 19493:2007	<b>Calidade do hábitat. Alteración: Fondos de Maërl. Biomasa/tanatomasa</b> Consultar o texto desta guía (ver bibliografía)	Integridade ecolóxica de hábitats especiais	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Criterios de calidade (exposición e integridade ecolóxica) dados nesta guía</li> <li>• ORDE ARM/2656/2008</li> </ul>

A Normativa de referencia para a aplicación dos métodos/normas citada neste cadro recóllese no Anexo I



